Environnement Canada
Conservation et Protection

Environment Canada
Conservation and Protection

Recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : chloroéthanes

D.R.J. Moore, S.L. Walker et D. Koniecki

ÉTUDE N° 185, SÉRIE SCIENTIFIQUE

DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES
DIRECTION DE LA QUALITÉ DES EAUX
OTTAWA (ONTARIO) 1991

(Available in English on request)

92-01709/

Imprimé sur du papier à base de matériels récupérés

Publié avec l'autorisation
du ministre de l'Environnement

©Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1991
N° de cat. En 36-502/185F
ISBN 0-662-97137-X

Table des matières

Page

RÉSUMÉ vi

ABSTRACT vi

AVANT-PROPOS vii

INTRODUCTION 1
- 1,2-dichloroéthane (EDC) 1
- 1,1,1-trichloroéthane (TCA) 1
- 1,1,2,2-tétrachloroéthane (TECA) 2
- Résumé des recommandations existantes 2

PROPRIÉTÉS PHYSIQUES ET CHIMIQUES 3
- Propriétés 3
- Méthodes analytiques 3

CONCENTRATIONS DANS L'ENVIRONNEMENT 4
- EDC 4
  - Sources 4
  - Résidus 4
- TCA 4
  - Sources 4
  - Résidus 7
- TECA 7
  - Sources 7
  - Résidus 7

DEVENIR ET PERSISTANCE DANS L'ENVIRONNEMENT 7
- EDC 7
- TCA 8
- TECA 10

BIOACCUMULATION 12
- Biote d'eau douce 12
- Biote marin 13

TOXICITÉ POUR LE BIOTE AQUATIQUE 13
- Toxicité aiguë 13
  - Poissons 13
    - EDC 13
    - TCA 13
    - TECA 14
  - Invertébrés 14
    - EDC 14
    - TCA 15
    - TECA 15
  - Plantes 15
    - EDC 15

Table des matières (suite)

Page

TCA 15
TECA 15
Toxicité chronique 15
Poissons 16
EDC 16
TCA 16
TECA 16
Invertébrés 16
EDC 16
TCA 17
TECA 17
Plantes 17
Cancérogénicité, mutagénicité et tératogénicité 17
EDC 17
TCA 17
TECA 17

RÉSUMÉ DES RECOMMANDATIONS 17

Eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable 18
Vie aquatique d'eau douce 18
EDC 18
TCA 19
TECA 20
Vie aquatique marine 20
EDC 20
TCA 21
TECA 21
Utilisations agricoles 21
Eau d'abreuvement des animaux d'élevage 21
Irrigation 21
Qualité et aspects esthétiques des eaux utilisées à des fins récréatives 21
Approvisionnement en eau industrielle 22

LACUNES DANS LES DONNÉES 22

REMERCIEMENTS 22

RÉFÉRENCES 22

ANNEXE A. Toxicité aiguë de l'EDC, du TCA et du TECA pour les organismes aquatiques 27

ANNEXE B. Toxicité chronique de l'EDC, du TCA et du TECA pour les organismes aquatiques 37

ANNEXE C. Recherche bibliographique 41

ANNEXE D. Fiches de données 45

Tableaux

Page

1. Propriétés physiques et chimiques de l'EDC 3
2. Propriétés physiques et chimiques du TCA 3
3. Propriétés physiques et chimiques du TECA 3
4. Concentrations d'EDC dans les eaux canadiennes 5
5. Concentrations de TCA dans les eaux canadiennes 6
6. Concentrations de TECA dans les eaux canadiennes 9
7. Bioconcentration et persistance des chloroéthanes chez le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) 9
8. Recommandations pour la qualité de l'eau pour les chloroéthanes 18

Illustrations

Figure 1. Structure de la formule du 1,2-dichloroéthane (EDC) 1
Figure 2. Structure de la formule du 1,1,1-trichloroéthane (TCA) 1
Figure 3. Structure de la formule du 1,1,2,2-tétrachloroéthane (TECA) 2
Figure 4. Mécanismes qui influent sur le devenir de l'EDC 8
Figure 5. Mécanismes qui influent sur le devenir du TCA 11
Figure 6. Mécanismes qui influent sur le devenir du TECA 12
Figure 7. CL_{50} et CE_{50} observées dans le biote aquatique après des expositions aiguës à l'EDC 19
Figure 8. CL_{50} et CE_{50} observées dans le biote aquatique après des expositions aiguës au TCA 19
Figure 9. CL_{50} et CE_{50} observées dans le biote aquatique après des expositions aiguës au TECA 20
Figure 10. NMEO produisant des réactions importantes observées dans le biote aquatique après des expositions chroniques à l'EDC et au TECA 20

Résumé

On a examiné la documentation relative aux utilisations, au devenir et aux effets des chloroéthanes sur l'eau naturelle utilisée comme eau potable non traitée, sur la vie aquatique en eau douce, sur l'utilisation de l'eau pour l'agriculture, sur la qualité de l'eau pour les loisirs et l'esthétique, ainsi que sur les approvisionnements en eau pour l'industrie. Ces renseignements sont résumés dans cette publication. À partir de cette étude, des lignes directrices sur la qualité de l'eau sont recommandées pour la protection d'utilisations particulières de l'eau.

Abstract

A literature review was conducted on the uses, fate, and effects of chlorinated ethanes on raw water for drinking water supply, freshwater aquatic life, agricultural uses, recreational water quality and aesthetics, and industrial water supplies. The information is summarized in this publication. From it, water quality guidelines for the protection of specific water uses are recommended.

Avant-propos

Les chloroéthanes sont des hydrocarbures aliphatiques chlorés qui n'existent pas à l'état naturel, mais qu'on a trouvés dans de nombreux compartiments environnementaux dont l'air, l'eau, le sol, les sédiments, la nourriture, le biote d'eau douce et le biote marin (U.S. EPA, 1980). En raison de préoccupations de nature toxicologique et environnementale, plusieurs chloroéthanes ont été placés sur la liste des substances d'intérêt prioritaire (Gazette du Canada, 1989), en vertu de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE). Conformément à cette loi, les substances portées sur cette liste doivent faire l'objet d'une évaluation afin de déterminer si elles peuvent avoir des effets nocifs immédiats ou à long terme sur l'environnement. Le présent rapport a pour but d'élaborer des recommandations pour la qualité de l'eau au Canada à l'égard du 1,2-dichloroéthane (EDC), du 1,1,1-trichloroéthane (TCA) et du 1,1,2,2 tétrachloroéthane (TECA), afin d'assurer la protection de la vie aquatique marine et d'eau douce, et des autres utilisations importantes de l'eau, dont l'approvisionnement en eau potable, l'irrigation, l'abreuvage des animaux d'élevage, et les utilisations récréatives et industrielles.

Recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : chloroéthanes

D.R.J. Moore, S.L. Walker et D. Koniecki

INTRODUCTION

1,2-dichloroéthane (EDC)

Le numéro d'enregistrement du 1,2-dichloroéthane, ou CH_2ClCH_2Cl, dans le Chemical Abstracts Service (CAS) est 107-06-02. Les synonymes courants de l'EDC comprennent : dichlorure d'éthylène (EDC), 1,2-bichloroéthane, dichloroéthylène, chlorure d'éthylène, dichlorure de glycol, dichloroéthane symétrique et dichlorure d'éthène (Archer, 1979; Konemann, 1981; Gossett et coll., 1983; Verschueren, 1983). La structure de la formule de l'EDC est indiquée à la figure 1.

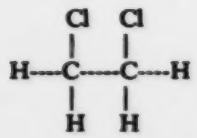


Figure 1. Structure de la formule du 1,2-dichloroéthane (EDC).

L'EDC est fabriqué soit par chloration catalytique de l'éthylène en phase liquide, soit par oxychloration de l'éthylène. La chloration en phase liquide se fait par mélange d'éthylène et de chlore dans du dichlorure d'éthylène liquide, avec du chlorure ferrique comme catalyseur. La chloration est effectuée en présence d'air (5 %) pour empêcher la poursuite de la substitution du chlore. L'oxychloration de l'éthylène est effectuée en présence d'oxygène et d'un catalyseur de chlorure cuivrique. On utilise surtout ce dernier processus dans les usines de production de vinyle dans lesquelles l'acide chlorhydrique est disponible comme sous-produit d'autres processus (Archer, 1979).

L'EDC est un produit d'une grande pureté, mais il peut contenir des traces de 1,1,2-trichloroéthane. Les gaz résiduels (p. ex. dioxyde d'azote, monoxyde de carbone, petites quantités d'éthylène, et 1,1-dichloroéthane) sont formés seulement lors de l'oxychloration (Konietzko, 1984).

En 1988, la production totale d'EDC au Canada a été de 763 000 t, dont 32 000 furent exportées. On prévoit que la production augmentera à 880 000 t en 1992 (CPI, 1988a).

Au Canada, 98 % de la quantité d'EDC produite en 1988 a servi à la production de chlorure de vinyle, et une faible quantité (0,4 %) a été utilisée comme additif antidétonant dans l'essence au plomb. On utilise également de faibles quantités d'EDC dans la fabrication des adhésifs, des revêtements, des solvants extractants et des solutions de nettoyage (ZENON, 1982).

1,1,1-trichloroéthane (TCA)

Le numéro d'enregistrement CAS du 1,1,1-trichloroéthane (TCA), ou CH_3CCl_3, est 71-55-6. Les synonymes courants du TCA comprennent : méthylchloroforme, chloroéthène et alpha-trichloroéthane (Archer, 1979; Konemann, 1981; Verschueren, 1983). La structure de la formule du TCA est indiquée à la figure 2.

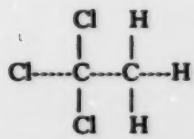


Figure 2. Structure de la formule du 1,1,1-trichloroéthane(TCA).

Au Canada, la production de TCA se fait surtout par hydrochloration du chlorure de vinyle en

1,1-dichloroéthane, lequel est ensuite chloré par des méthodes thermiques ou photochimiques. Dans un autre processus, on fait appel à l'hydrochloration du 1,1-dichloroéthylène en présence d'un catalyseur de chlorure ferrique (Archer, 1979).

Comme le TCA se décompose facilement, on doit le stabiliser pendant sa production. Le complexe stabilisateur comprend le 1,4-dioxane, de l'époxyde, des alcools et des composés nitro (environ 3 % à 7 % en volume). Les impuretés trouvées le plus souvent dans 22 échantillons de TCA de qualité technique étaient le 1,1-dichloroéthylène (0,01 % à 0,6 %), le dichloroéthane (0,01 %) et le 1,1,2-trichloroéthane (0,01 %) (Konietzko, 1984).

En 1988, la production totale intérieure de TCA a été de 10 000 t. Pendant cette même année, on a importé 6000 t, principalement des États-Unis et de l'Europe (CPI, 1988b). Le TCA est très utilisé comme solvant industriel (Verschueren, 1983). Au Canada, 85 % à 90 % du TCA produit est employé pour le nettoyage des métaux, notamment l'induit des moteurs électriques, les générateurs, et les commutateurs et le matériel électronique. Les 10 % à 15 % restants sont utilisés dans les adhésifs, comme modificateur d'agents propulseurs dans les aérosols, dans plusieurs opérations de finition du textile, dans la fabrication de divers articles de bureau, comme lubrifiant sec, et comme solvant de laboratoire (Environnement Canada, 1988).

1,1,2,2-tétrachloroéthane (TECA)

Le numéro d'enregistrement CAS du 1,1,2,2-tétrachloroéthane (TECA), ou $CHCl_2CHCl_2$, est 79-34-5. Ce composé est synonyme de tétrachlorure d'acétylène (Archer, 1979; Konemann, 1981; Verschueren, 1983). La structure de la formule du TECA est indiquée à la figure 3.

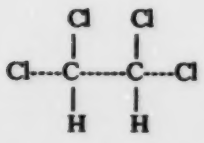


Figure 3. Structure de la formule du 1,1,2,2-tétrachloroéthane (TECA).

Le TECA est produit par chloration directe ou oxychloration de l'éthylène. Le TECA n'est habituellement pas purifié, car on l'utilise comme charges d'alimentation pour produire d'autres composés chlorés (Archer, 1979). Jusqu'en 1985, l'usine de C.I.L. à Shawinigan (Québec) était le seul fabricant canadien de TECA, lequel était un sous-produit des opérations de fabrication du trichloroéthylène et du tétrachloroéthylène. En 1985, la C.I.L. a fermé son usine, et il n'y a actuellement pas de fabricant de TECA au Canada (CPI, 1988c).

Résumé des recommandations existantes

L'U.S. Environmental Protection Agency (EPA) a proposé un niveau maximal de contaminant égal à 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'EDC dans l'eau potable. Les États de la Californie et de la Floride ont recommandé pour l'eau potable une concentration limite d'EDC de 1,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ (seuil d'intervention) et de 3,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ (niveau maximal de contaminants), respectivement. L'U.S. National Academy of Sciences a recommandé un niveau sans effet nocif de 1,42 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'EDC dans l'eau potable. L'Organisation mondiale de la santé a recommandé une concentration limite de 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ (OMOE, 1989). Pour le TCA, l'U.S. EPA a recommandé un niveau maximal de contaminant égal à 200 $\mu g \cdot L^{-1}$. La Californie et la Floride ont recommandé pour l'eau potable des concentrations de 1 $mg \cdot L^{-1}$ (niveau proposé ne produisant pas d'effet nocif) et de 200 $\mu g \cdot L^{-1}$ (niveau maximal de contaminant), respectivement, pour la présence de TCA dans l'eau potable (OMOE, 1989). On n'a pas trouvé de recommandations au sujet de la présence de TECA dans l'eau potable.

L'U.S. EPA (1980, 1986) a publié des données sur les chloroéthanes et la qualité de l'eau ambiante, mais comme les exigences minimales de l'EPA en ce qui concerne la base des données n'ont pas été respectées, on n'a établi aucune limite numérique. Toutefois, en se basant sur les données disponibles, l'U.S. EPA a constaté que l'EDC, le TCA et le TECA présentent une toxicité aiguë pour le biote d'eau douce à des concentrations aussi faibles que 118, 18,0 et 2,4 $mg \cdot L^{-1}$, respectivement. Dans des études d'expositions chroniques, on a trouvé que les concentrations toxiques s'établissaient à 20,0 $mg \cdot L^{-1}$ d'EDC et à 9,4 $mg \cdot L^{-1}$ de TCA, tandis qu'on n'a trouvé aucune valeur pour le TECA. Le seul autre organisme qui a proposé ou établi des concentrations limites pour les

chloroéthanes est l'État du Michigan, lequel a recommandé une concentration limite de 0,117 $mg \cdot L^{-1}$ de TCA. Cette concentration n'aurait, en théorie, aucun effet nocif sur les organismes aquatiques d'eau douce importants (et leur progéniture) exposés de façon continue pendant toute leur vie à ce composé (Zugger, 1989).

PROPRIÉTÉS PHYSIQUES ET CHIMIQUES

Propriétés

Les tableaux 1, 2 et 3 contiennent les propriétés physiques et chimiques de l'EDC, du TCA et du TECA, respectivement. En règle générale, on observe une corrélation positive entre la teneur en chlore et le point d'ébullition, la densité et la viscosité, et une corrélation inverse avec la pression de vapeur et la solubilité dans l'eau. Les chloroéthanes sont plus lourds que l'eau, et ils sont peu adsorbés sur les particules des sols (Konietzko, 1984).

Tableau 1. Propriétés physiques et chimiques de l'EDC

Paramètre		Valeur
État		Liquide incolore[1]
Odeur/saveur		Odeur agréable, saveur douce[1]
Point d'ébullition		83,5 °C[1]
Point de fusion		-35,0 °C[2]
Densité (20 °C)		1,253 $g \cdot mL^{-1}$[3]
Viscosité (20 °C)		0,84 mPa·s[3]
Tension superficielle	(20 °C)	31,38 $mN \cdot m^{-1}$[3]
Pression de vapeur	(10 °C)	5,3 kPa[3]
	(20 °C)	8,5 kPa[3]
	(30 °C)	13,3 kPa[3]
Solubilité dans l'eau	(20 °C)	8690 $mg \cdot L^{-1}$[3]
Log K_{ow}		1,76[4]

[1] Sax et Lewis (1987)
[2] Konietzko (1984)
[3] Archer (1979)
[4] Konemann (1981)

L'EDC est très volatil (pression de vapeur = 8,5 kPa à 20 °C), très soluble dans l'eau (8690 $mg \cdot L^{-1}$ à 20 °C), et son coefficient de partage octanol/eau est relativement faible (log K_{ow} = 1,76), par rapport au TCA et au TECA. D'après ces caractéristiques, il semble que la volatilisation est le principal processus d'élimination de l'EDC de l'environnement aquatique, et que les processus comme l'adsorption sur les sédiments et la bioaccumulation sont probablement moins importants. Le TCA est également très volatil (pression de vapeur = 13,3 kPa à 20 °C) et très soluble dans l'eau (4400 $mg \cdot L^{-1}$), mais son coefficient de partage octanol/eau est plus élevé que celui de l'EDC (log K_{ow} = 2,49). Par conséquent, le devenir du TCA et de l'EDC dans l'environnement devrait être similaire, le TCA présentant toutefois un potentiel de bioaccumulation plus grand. Le

Tableau 2. Propriétés physiques et chimiques du TCA

Paramètre		Valeur
État		Liquide incolore[1]
Odeur/saveur		Odeur douce, semblable à l'éther[1]
Point d'ébullition		197,5 °C[2]
Point de fusion		-33,0 °C[1]
Densité (20 °C)		1,325 $g \cdot mL^{-1}$[3]
Viscosité (20 °C)		0,86 mPa·s[3]
Tension superficielle	(25 °C)	25,54 $mN \cdot m^{-1}$[3]
Pression de vapeur	(20 °C)	13,3 kPa[3]
	(40 °C)	31,7 kPa[3]
Solubilité dans l'eau	(20 °C)	4400 $mg \cdot L^{-1}$[4]
Log K_{ow}		2,49[5]

[1] Konietzko (1984)
[2] Sax et Lewis (1987)
[3] Archer (1979)
[4] Verschueren (1983)
[5] Konemann (1981)

Tableau 3. Propriétés physiques et chimiques du TECA

Paramètre		Valeur
État		Liquide incolore[1]
Point d'ébullition		146,4 °C[1]
Point de fusion		de -42,5 °C à -43,8 °C[1]
Pression de vapeur	(20 °C)	0,65 kPa[1]
Solubilité dans l'eau	(20 °C)	2900 $mg \cdot L^{-1}$[1]
Log K_{ow}		3,01[2]

[1] Verschueren (1983)
[2] Konemann (1981)

TECA est moins volatil (pression de vapeur = 0,65 kPa à 20 °C) et moins soluble dans l'eau (2900 $mg \cdot L^{-1}$ à 20 °C) que l'EDC et le TCA, et son coefficient de partage octanol/eau est plus élevé (log K_{ow} = 3,01). Par conséquent, la volatilisation est un mécanisme d'élimination moins important pour le TECA, alors que son potentiel de bioaccumulation est plus élevé que celui des autres chloroéthanes.

Méthodes analytiques

Les méthodes d'analyse de l'EDC, du TCA et du TECA sont similaires. Ces composés sont analysés par chromatographie en phase gazeuse (CG)/spectrométrie de masse (SM) sur colonne capillaire à capture par purification en groupe. Des échantillons d'eau de surface (150 mL) sont enrichis avec des étalons de remplacement deutériques et des étalons internes, puis purifiés par l'hélium; les gaz dégagés sont absorbés par la zone de capture Tenax au cours de la CG. On fait ensuite la désorption thermique et l'analyse en utilisant une colonne capillaire DB-5 de 25 m de long avec détection par SM. L'analyse se fait grâce au temps de rétention relatif et à l'abondance relative de deux ions caractéristiques ou plus. L'identification totale des composés organiques dépistés et mesurés se fait à l'aide de spectres de référence complets, d'étalons internes multiples et de zones extraites d'ions caractéristiques. Les composés non ciblés sont provisoirement identifiés au moyen des répertoires de spectres de masse dont les intervalles de concentrations approximatifs sont

basés sur le nombre total d'ions relatif. Les seuils de détection des composés EDC, TCA et TECA sont de 1,0, 0,2 et 5,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ (NAQUADAT, 1988).

CONCENTRATIONS DANS L'ENVIRONNEMENT

EDC

Sources

L'EDC peut entrer dans l'environnement pendant les phases de production, de stockage, d'élimination et de traitement secondaire. Dans la phase de production, l'EDC peut se retrouver dans l'environnement à la suite de rejets dans l'atmosphère, les eaux usées et les décharges. En 1979, la quantité d'EDC rejetée dans l'environnement aux États-Unis a été de 12 238 t (Environnement Canada, 1988). De cette quantité, 11 885 t d'EDC étaient attribuables aux émissions atmosphériques, et 252 aux rejets dans les cours d'eau. Toujours en 1979 aux États-Unis, 4944 t d'EDC ont été rejetées de façon indirecte dans l'environnement, à cause de l'utilisation dispersive de ce composé dans la modification du plomb, les peintures, les revêtements, la fumigation des céréales et le nettoyage. Au cours de la même année, on a estimé que les autres pertes attribuables à la production d'EDC et à son utilisation comme charges d'alimentation ont été de 6696 t (U.S. EPA, 1985). Les rejets d'EDC dans l'environnement canadien n'ont pas encore été déterminés.

Résidus

Le tableau 4 résume les concentrations d'EDC dans les eaux canadiennes. Bien que les données soient limitées, il semble que l'EDC soit rarement détecté dans les eaux de surface au Canada. Par exemple, dans les bassins hydrographiques fortement industrialisés du fleuve Saint-Laurent et des rivières Détroit, Niagara et St. Clair, on n'a pas trouvé d'EDC au-delà du seuil de détection de 0,08 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Kaiser et Comba, 1983, 1986a, 1986b; Comba et Kaiser, 1985; Lum et Kaiser, 1986). On a trouvé de faibles concentrations dans les percolats de décharges ontariennes (Lesage et coll., 1989). Toutefois, on a détecté des concentrations élevées d'EDC dans des échantillons d'eau souterraine prélevés dans la décharge de Ville-Mercier au Québec (concentration maximale de 7200 $\mu g \cdot L^{-1}$) (Pakdel et coll., 1989). Selon toute apparence, l'EDC est plus persistant dans les eaux souterraines, car il ne peut pas s'y volatiliser. On a également détecté des concentrations élevées d'EDC (concentration maximale de 6000 $\mu g \cdot L^{-1}$) dans les rejets industriels.

On a analysé des organismes marins recueillis près de la zone de rejet de la station de traitement des eaux usées du comté de Los Angeles, afin d'en déterminer les concentrations d'EDC (Gossett et coll., 1983). On n'a pas détecté ce composé (seuil de détection de 0,3 $\mu g \cdot kg^{-1}$, poids à l'état frais) dans les foies de cinq espèces de poissons, dans des glandes digestives de crabes, dans les muscles de crevettes et dans les corps entiers d'invertébrés. De plus, on n'a pas détecté d'EDC dans les sédiments (seuil de détection de 0,5 $\mu g \cdot kg^{-1}$, poids sec), malgré qu'on ait observé une concentration moyenne de 44 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'EDC dans les effluents. Ces résultats tendent à démontrer que le compartimentage de l'EDC dans les sédiments et les biotes n'est pas un mécanisme important dans le devenir environnemental de ce composé.

TCA

Sources

Aux États-Unis, on a estimé que 483 t de TCA ont été rejetées dans l'environnement en 1979, pendant la production de ce composé (U.S. EPA, 1982). De ce total, 81 % (390 t) ont été rejetées dans l'eau, 17 % (80 t) dans l'air et 2 % (9 t) sur les sols.

Dans les opérations de dégraissage, on a utilisé $2,2 \times 10^5$ t de TCA (68 % de la production totale). Environ $1,7 \times 10^5$ t ont été rejetées dans l'atmosphère, $2,7 \times 10^4$ t sur les sols et $1,2 \times 10^4$ t dans l'eau, au cours de ces utilisations de post-production. Le TCA employé à d'autres fins — notamment dans les aérosols comme dépresseur de vapeur pour aérosols, dans les adhésifs, les peintures, les produits de nettoyage pour films, et comme agent pour le tannage des cuirs — a presque entièrement été rejeté dans l'atmosphère (U.S. EPA, 1982).

On n'a pas trouvé d'information au sujet de la charge de TCA dans l'environnement canadien.

Tableau 4. Concentrations d'EDC dans les eaux canadiennes*

Région	Année	Milieu	SD ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Valeurs > SD	Concentration minimale ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Concentration maximale ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Référence
Nouvelle-Écosse	1988	ESO-ENP	1,0	9	0	—	—	S. Lesage, 1989 (Institut national de recherche sur les eaux, comm. pers.)
Québec	1988	ESO-SP	1,0	2	2	102	105	Pakdel et coll., 1989
		ESO-DÉCH	1,0	3	3	4400	7200	
Fl. Saint-Laurent	1985	ESU	0,08	>200	0	—	—	Lum et Kaiser, 1986
Ontario	1985	ESU	1,0	3	2	14,5	16	COARGLWQ, 1986
		EF	1,0	3	0			
	1988	ESO-DÉCH	1,0	37	11	3,9	58	Lesage et coll., 1990
	1988/89	DÉCH	1,0	3	2	8	14	Lesage et coll., 1989
R. Welland	1980	ESU	0,04	22	1	t	t	Kaiser et Comba, 1983
R. Niagara	1981	ESU	0,08	17	0	—	—	Kaiser et coll., 1983
Lac Ontario	1981	ESU	0,08	95	0	—	—	Kaiser et coll., 1983
R. Détroit	1982/83	ESU	0,08	122	0	—	—	Comba et Kaiser, 1985
R. St.-Claire / Lac Sainte-Claire	1984	ESU	0,08	67	0	—	—	Kaiser et Comba, 1986b
Alberta	1984	ESU	1,0	1	0	—	—	AEC, 1989
	1985	ESU	1,0	42	0	—	—	
		SÉD		1	0	—	—	
	1986	ESU	1,0	16	0	—	—	
	1987	ESU	1,0	35	0	—	—	
		EU	1,0	3	0	—	—	
	1988	ESU	1,0	37	0	—	—	
		EU	1,0	12	0	—	—	

SD = Seuil de détection
ESU = Eaux de surface
EU = Eaux usées
EF = Eaux de fond
ESO = Eaux souterraines
SP = Système de pompage
SÉD = Sédiments
DÉCH = Décharge
ENP = Eau non potable
t = Trace

* On n'a pas trouvé de données pour Terre-Neuve, l'Île-du-Prince-Édouard, le Nouveau-Brunswick, le Manitoba, la Saskatchewan, la Colombie-Britannique, le Yukon et les Territoires du Nord-Ouest.

Tableau 5. Concentrations de TCA dans les eaux canadiennes*

Région	Année	Milieu	SD ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Valeurs > SD	Concentration minimale ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Concentration maximale ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Référence
Nouvelle-Écosse	1988	ESO-ENP	1,0	9	0	—	—	S. Lesage, 1989 (Institut national de recherche sur les eaux, comm. pers.)
Québec	1988	ESO-SP	1,0	2	1	5,6	5,6	Pakdel et coll., 1989
		ESO-DÉCH	1,0	3	2	200	340	
Fl. Saint-Laurent	1985	ESU	0,001	>200	>33	NQ	18,0	Lum et Kaiser, 1986
R. Welland	1980/81	ESU	0,001	32	30	0,01	0,30	Kaiser et Comba, 1983
R. Niagara	1981	ESU	0,001	17	15	t	0,017	Kaiser et coll., 1983
Lac Ontario	1981	ESU	0,0005	95	93	t	0,18	Kaiser et coll., 1983
R. Détroit	1982/83	ESU	0,001	122	38	NQ	NQ	Comba et Kaiser, 1985
R. St.-Claire/ Lac Sainte-Claire	1984	ESU	0,001	67	66	0,002	0,112	Kaiser et Comba, 1986b
Ontario	1985	ESU	1,0	8	4	5,0	21,0	COARGLWQ, 1986
		EF	1,0	8	3	2,0	4,0	
	1987	ESO-DÉCH	1,0	3	2	62,0	93,0	Jackson et coll., 1988
	1987	ESO-DÉCH	1,0	37	16	t	52,0	Lesage et coll., 1990
Alberta	1984	ESU	0,2	1	0	—	—	AEC, 1989
	1985	ESU	0,2	42	1	1,9	1,9	
		SÉD		1	0	—	—	
	1986	ESU	0,2	16	2	t	t	
	1987	ESU	1,0	35	0	—	—	
		EU	1,0	3	0	—	—	
	1988	ESU	1,0	37	0	—	—	
		EU	1,0	12	0	—	—	

SD = Seuil de détection
SÉD = Sédiments
ESU = Eaux de surface
EU = Eaux usées
EF = Eaux de fond
ESO = Eaux souterraines
SP = Système de pompage
ENP = Eau non potable
NQ = Non quantifié
t = Trace
DÉCH = Décharge

* On n'a pas trouvé de données pour Terre-Neuve, l'Île-du-Prince-Édouard, le Nouveau-Brunswick, le Manitoba, la Saskatchewan, la Colombie-Britannique, le Yukon et les Territoires du Nord-Ouest.

Résidus

Le TCA est un contaminant que l'on retrouve fréquemment dans les eaux canadiennes, particulièrement près des zones industrialisées (tableau 5). Par exemple, dans le fleuve Saint-Laurent, on a décelé du TCA en concentrations de 0,01 à 0,05 $\mu g \cdot L^{-1}$. À plusieurs stations en aval de Cornwall et du lac Saint-Louis, les concentrations variaient de 0,5 à 18 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Lum et Kaiser, 1986). En comparaison, les concentrations dans la rivière St. Clair étaient comprises entre 0,004 et 0,095 $\mu g \cdot L^{-1}$, et dans le lac Sainte-Claire, entre 0,002 et 0,112 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Kaiser et Comba, 1986a, 1986b). Dans la rivière Niagara et le lac Ontario, les concentrations de TCA variaient d'en-deçà du seuil de détection (0,0005 $\mu g \cdot L^{-1}$) à 0,18 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Kaiser et coll., 1983; S. Lesage, 1989, Institut national de recherche sur les eaux, comm. pers.).

On a analysé des organismes marins recueillis près de la zone de rejet de la station de traitement des eaux usées du comté de Los Angeles, afin de déterminer les concentrations de TCA (Gossett et coll., 1983). À la différence de l'EDC, on a détecté du TCA dans plusieurs espèces de poissons, y compris la limande (*Citharichthys xanthostigma*), la sole du Pacifique (*Microstomus pacificus*) et la scorpène (*Scorpaena guttata*), et dans des invertébrés entiers. Les concentrations de TCA variaient d'en-deçà du seuil de détection (0,3 $\mu g \cdot kg^{-1}$, poids sec) dans plusieurs espèces de poissons et d'invertébrés à 7,0 $\mu g \cdot kg^{-1}$ (poids sec) chez la *C. xanthostigma*. On n'a pas décelé de TCA dans les sédiments (seuil de détection de 0,5 $\mu g \cdot kg^{-1}$, poids sec), bien qu'on ait observé une concentration moyenne de 31,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ de TCA dans les eaux usées.

TECA

Sources

Il y a peu d'information sur les sources de TECA rejeté dans l'environnement. Comme le TECA n'est plus produit au Canada, et que seules des quantités négligeables de ce composé sont importées au Canada, il est probable que les rejets de TECA dans l'environnement canadien seront faibles à l'avenir (CPI, 1988c; D. MacGregor, 1990, Environnement Canada, comm. pers.). Le danger le plus grand que pose le rejet de TECA est la contamination des eaux souterraines par les décharges existantes (Pakdel et coll., 1989).

Résidus

Les études visant à déterminer les concentrations de TECA dans les eaux canadiennes ont été effectuées en Ontario et en Alberta (tableau 6). En Ontario, on a décelé du TECA dans les Grands Lacs (intervalle : de non décelé à 4,0 $\mu g \cdot L^{-1}$; seuil de détection de 1,0 $\mu g \cdot L^{-1}$) (COARGLWQ, 1986), la rivière Welland (intervalle : de non décelé à 0,06 $\mu g \cdot L^{-1}$; seuil de détection de 0,005 $\mu g \cdot L^{-1}$) (Kaiser et Comba, 1983) et la rivière St. Clair (niveaux non quantifiés (Kaiser et Comba, 1986a). En Alberta, les échantillons d'eau de surface et d'eaux usées prélevés entre 1984 et 1988 ne contenaient pas de concentrations détectables de TECA (seuil de détection de 1984 à 1986 de 5,0 $\mu g \cdot L^{-1}$; seuil de détection en 1987 et 1988 de 1,0 $\mu g \cdot L^{-1}$) (AEC, 1989).

DEVENIR ET PERSISTANCE DANS L'ENVIRONNEMENT

EDC

Il y a peu de données sur le devenir de l'EDC dans l'environnement aquatique (figure 4). Toutefois, d'après les quelques informations disponibles, la volatilisation semble être le principal mécanisme d'élimination de l'EDC de l'environnement aquatique (Dilling et coll., 1975). Dilling et coll. (1975) ont déterminé que la demi-vie d'une solution de 1 $mg \cdot L^{-1}$ d'EDC est de 29 min lorsqu'elle est agitée à raison de 200 tours/min dans l'eau, dans un contenant ouvert. Toutefois, les auteurs ont fait observer qu'on ne peut pas utiliser ces données telles quelles pour les études environnementales, car les concentrations d'EDC dans l'environnement sont sans doute beaucoup plus faibles, et parce que les autres facteurs pertinents comme la vitesse du vent et l'action des vagues sont très variables. On n'a trouvé aucune étude importante sur la photolyse, l'oxydation ou l'hydrolyse de l'EDC dans l'eau ou les sédiments. Cependant, les études effectuées sur des composés analogues (p. ex. dichlorométhane, trichloroéthane, dibromoéthane) indiquent qu'il est peu probable que ces processus jouent un rôle important dans l'élimination de l'EDC présent dans l'environnement aquatique (Dilling et coll., 1975; Radding et coll., 1977). Portier et Meyers (1984) ont trouvé que la biodégradation aérobie peut être un mécanisme important d'élimination de l'EDC présent dans l'environnement aquatique. Dans des microcosmes sédiments/eau, ils ont trouvé que l'EDC avait une demi-vie de 48 h dans l'eau

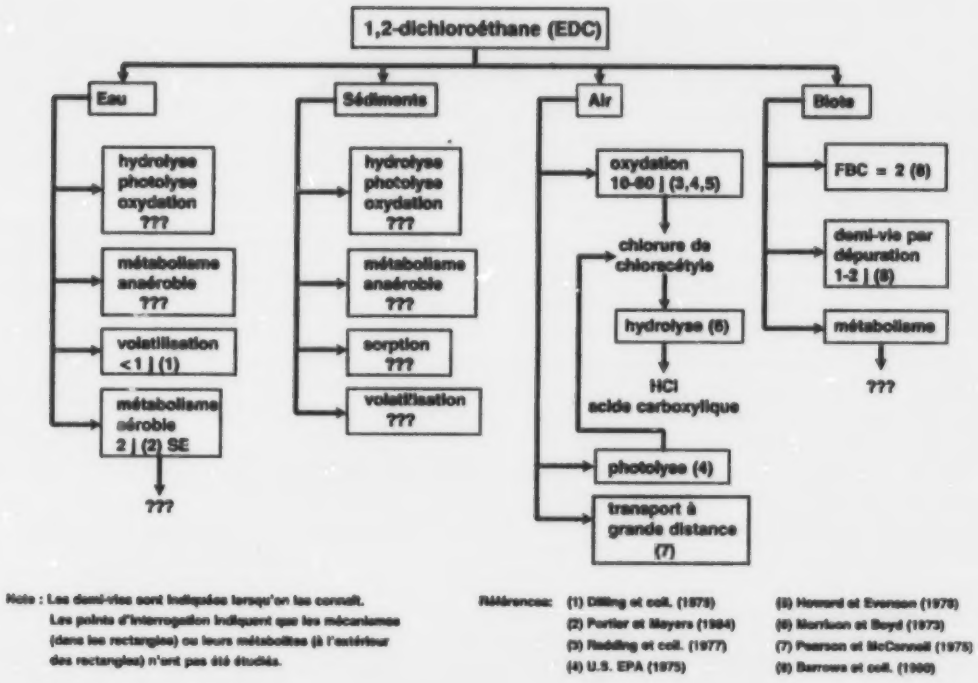


Figure 4. Mécanismes qui influent sur le devenir de l'EDC.

douce. En conditions salines (10–24 $g \cdot L^{-1}$), le taux de dégradation était réduit d'un facteur de 4 à 5. L'ajout de chitine dans des microcosmes à circulation continue a accru la biotransformation par voies cométaboliques ou cooxydatives, ce qui a donné lieu à une dégradation de 71 % de l'EDC après 48 h (Portier et Meyers, 1984). Dans cette expérience, on n'a pas déterminé les produits de la biodégradation aérobie.

Une fois l'EDC volatilisé dans l'atmosphère, le composé réagit avec les radicaux hydroxyle pour former du chlorure de chloroacétyle (Howard et Evenson, 1976; Radding et coll., 1977). Radding et coll. (1977) ont fait état d'une demi-vie dans l'atmosphère de 234 h pour cette réaction de photo-oxydation; l'U.S. EPA (1975) et Howard et Evenson (1976) ont calculé que l'EDC devrait avoir une demi-vie dans l'atmosphère de 3 à 4 mois et de 1,7 mois, respectivement. Comme cette réaction est relativement rapide, on pense qu'une faible quantité d'EDC atteindra la stratosphère, à partir de la troposphère. Pareillement, le chlorure de chloroacétyle sera rapidement hydrolysé en acides chlorhydrique et carboxylique dans la troposphère (Morrison et Boyd, 1973). Malgré le temps de séjour relativement court de l'EDC dans l'atmosphère, Pearson et McConnell (1975) ont suggéré que ce composé peut être transporté à grande distance, et que ce processus explique sa présence dans les eaux des régions montagneuses.

TCA

Comme dans le cas de l'EDC, la volatilisation est le principal mécanisme d'élimination du TCA présent dans les écosystèmes aquatiques (figure 5) (Dilling et coll., 1975; Wakeham et coll., 1983). Wakeham et coll. (1983) ont étudié les mécanismes de volatilisation du TCA dans des microcosmes d'eau de mer, dans lesquels on a simulé les conditions d'hiver, de printemps et d'été d'un estuaire modérément pollué (2,7 à 4,3 $\mu g \cdot L^{-1}$ de TCA). Ces chercheurs ont trouvé que le TCA avait une demi-vie comprise entre 11 j dans les conditions d'hiver et 24 j dans les conditions de printemps. Au cours d'expériences subséquentes dans lesquelles on a comparé l'élimination du TCA dans des microcosmes

Tableau 6. Concentrations de TECA dans les eaux canadiennes*

Région	Année	Milieu	SD ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Valeurs > SD	Concentration minimale ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Concentration maximale ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Référence
Québec	1988	ESO-DÉCH		4	3	760	1600	Pakdel et coll., 1989
Ontario	1985	ESU	1,0	5	3	2,0	4,0	COARGLWQ, 1986
	1986	EF	1,0	4	1	2,0	2,0	
R. Niagara	1981	ESU	0,0005	17	6	t	t	Kaiser et coll., 1983
Lac Ontario	1981	ESU	0,0005	95	11	—	0,024	K.L.E. Kaiser, 1990 (Institut national de recherche sur les eaux, comm. pers.)
	1982	ESU	0,0005	92	7	—	0,001	
Alberta	1984	ESU	5,0	1	0	—	—	AEC, 1989
	1985	ESU	5,0	42	0	—	1,9	
		SÉD		1	0	—	—	
	1986	ESU	5,0	16	0	—	t	
	1987	ESU	1,0	35	0	—	—	
		EU	1,0	3	0	—	—	
	1988	ESU	1,0	37	0	—	—	
		EU	1,0	12	0	—	—	

SD = Seuil de détection
EU = Eaux usées
EF = Eaux de fond
ESO = Eaux souterraines
ESU = Eau de surface
SÉD = Sédiments
t = Trace
DÉCH = Décharge

* On n'a pas trouvé de données pour Terre-Neuve, l'Île-du-Prince-Édouard, le Nouveau-Brunswick, le Manitoba, la Saskatchewan, la Colombie-Britannique, le Yukon et les Territoires du Nord-Ouest.

empoisonnés au chlorure de mercure pour retarder l'activité biologique à son élimination dans des microcosmes non empoisonnés, on a trouvé que l'élimination de 83,5 % du TCA était attribuable à la volatilisation, tandis que le reste avait été éliminé par dégradation microbienne. D'autres études ont indiqué que la photolyse, l'oxydation et les réactions d'élimination ne sont pas importantes dans la suppression du TCA des systèmes aquatiques (Dilling et coll., 1975; U.S. EPA, 1979; Vogel et McCarty, 1987b). On a montré que l'hydrolyse du TCA se produisait dans les écosystèmes aquatiques; on a observé une demi-vie de 0,5 à 0,75 année (Dilling et coll., 1975; Pearson et McConnell, 1975; Haag et coll., 1986). Par conséquent, ce mécanisme peut s'avérer important dans l'élimination du TCA présent dans les eaux souterraines. Toutefois, dans les eaux souterraines où les conditions sont anaérobies et favorables à la méthanogénèse, le TCA peut également être biotransformé par déshalogénation réductrice en 1,1-dichloroéthane et en chloroéthène. La demi-vie de ce processus pourrait bien être inférieure à 6 j (Vogel et McCarty, 1987a). Toutefois, on a trouvé dans des eaux souterraines canadiennes des résidus de ce composé 10 ans après leur élimination (Lesage et coll., 1990). Ces produits initiaux sont ensuite hydrolysés pour former de l'éthanol.

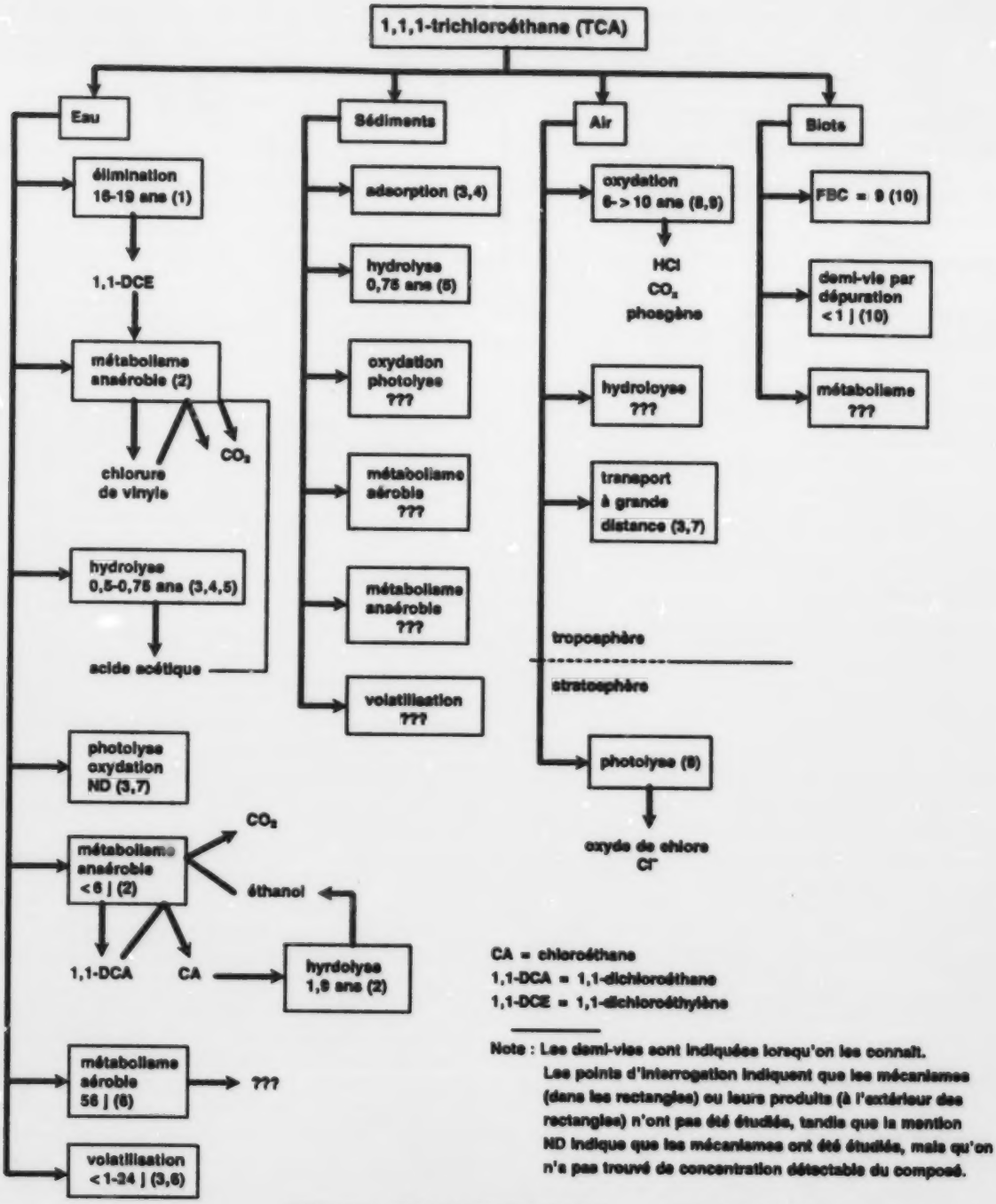
À l'heure actuelle, les données ne démontrent pas clairement que le TCA se concentre de façon sélective dans les sédiments. Dilling et coll. (1975) ont montré que l'argile de bentonite, le calcaire dolomitique et la mousse de tourbe adsorbent le TCA, mais que les vitesses d'adsorption et de désorption étaient à peu près égales après environ 10 à 30 min.

Le TCA a une longue durée de vie dans l'atmosphère, sa demi-vie par photo-oxydation étant de plus de 6 ans dans la troposphère. Par conséquent, de 12 % à 25 % du TCA présent dans la troposphère atteindra la stratosphère (McConnell et Schiff, 1978; U.S. EPA, 1982). Les atomes de chlore libérés pendant la photolyse du TCA dans la stratosphère peuvent attaquer l'ozone et en réduire la quantité. Tout comme avec l'EDC, la présence de TCA dans les eaux des régions montagneuses s'expliquerait par le transport à grande distance (Pearson et McConnell, 1975).

TECA

On connaît peu le devenir et le comportement du TECA dans l'environnement (figure 6). Dilling et coll. (1975) ont établi à 56 min sa demi-vie expérimentale par volatilisation lorsqu'il est présent dans une solution initiale de 1 $mg \cdot L^{-1}$ agitée à 200 tours/min. Cependant, il est peu probable que l'on retrouve cette concentration initiale de TECA et ces conditions expérimentales dans la nature, et on ne peut donc utiliser ces données qu'à titre approximatif. On n'a trouvé aucune information portant sur les autres mécanismes abiotiques concurrents possibles, exception faite de la photolyse, observée mais non quantifiée, dans une étude par Jensen et Rosenberg (1975).

La biotransformation du TECA en chloroéthylènes et chloroéthanes et en chlorure de vinyle a été démontrée dans des conditions représentatives d'une décharge (Hallen et coll., 1986). Par une biotransformation anaérobie subséquente et des réactions d'hydrolyse, ces produits se transformaient en acide carbonique (figure 6). Haag et coll. (1986) ont fait la démonstration qu'il y a hydrolyse du TECA présent dans les sédiments souterrains. La demi-vie par hydrolyse était de 24 j.



CA = chloroéthane
1,1-DCA = 1,1-dichloroéthane
1,1-DCE = 1,1-dichloroéthylène

Note : Les demi-vies sont indiquées lorsqu'on les connaît. Les points d'interrogation indiquent que les mécanismes (dans les rectangles) ou leurs produits (à l'extérieur des rectangles) n'ont pas été étudiés, tandis que la mention ND indique que les mécanismes ont été étudiés, mais qu'on n'a pas trouvé de concentration détectable du composé.

Références: (1) Vogel et McCarty (1987 b)
(2) Vogel et McCarty (1987 a)
(3) Dilling et coll. (1975)
(4) Pearson et McConnell (1975)
(5) Haag et coll. (1986)
(6) Wakeham et coll. (1983)
(7) U.S. EPA (1979)
(8) U.S. EPA (1982)
(9) McConnell et Schiff (1978)
(10) Barrows et coll. (1980)

Figure 5. Mécanismes qui influent sur le devenir du TCA.

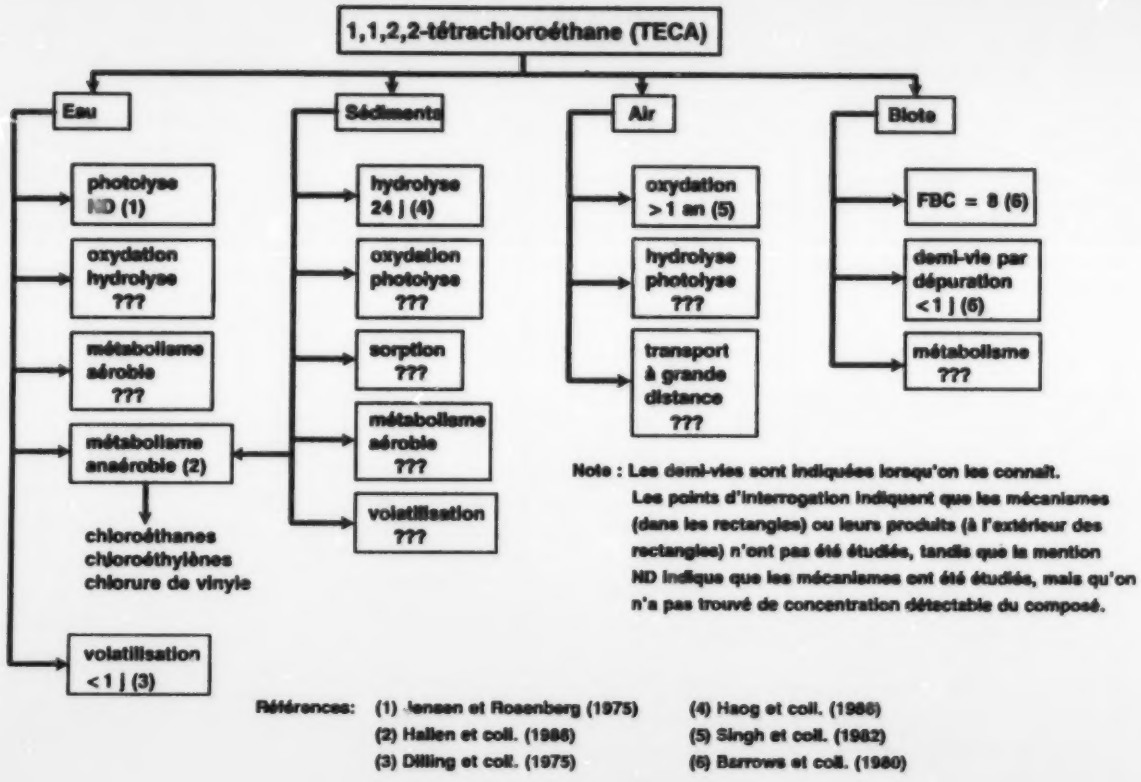


Figure 6. Mécanismes qui influent sur le devenir du TECA.

On estime que la durée de vie du TECA dans la troposphère est plus longue que 1160 j (Singh et coll., 1982). Dans cette estimation, on fait l'hypothèse que la photo-oxydation est le principal mécanisme d'élimination du TECA; toutefois, on n'a pas encore étudié les autres mécanismes possibles d'élimination.

BIOACCUMULATION

Biote d'eau douce

Barrows et coll. (1980) ont étudié le potentiel de bioconcentration et la persistance des chloroéthanes chez le crapet arlequin juvénile (*Lepomis macrochirus*). Ce poisson a été exposé de façon continue à l'EDC, au TCA et au TECA pendant des périodes de 14 à 28 j. On a trouvé que les chloroéthanes avaient un faible potentiel de bioconcentration, les facteurs de bioconcentration (FBC) se chiffrant à 2 pour l'EDC, 9 pour le TCA et 8 pour le TECA (tableau 7).

Tableau 7. Bioconcentration et persistance des chloroéthanes chez le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*)

Composé	Durée d'exposition (j)	Concentration moyenne ($mg \cdot L^{-1}$)	FBC	Demi-vie par dépuration (j)
EDC	14	0,095 ± 0,011	2	1–2
TCA	28	0,073 ± 0,014	9	< 1
TECA	14	0,096 ± 0,001	8	< 1

Source : Barrows et coll. 1980.

Juste après leur exposition à ces composés, on a transféré les poissons dans de l'eau propre afin de mesurer les vitesses de dépuration. On a constaté que les demi-vies biologiques du TCA et du TECA étaient inférieures à 1 j, et que l'EDC avait une demi-vie de 1 à 2 j. On n'a trouvé

aucune autre étude portant sur le potentiel de bioaccumulation des chloroéthanes dans le biote d'eau douce.

Biote marin

Pearson et McConnell (1975) n'ont trouvé aucune trace de bioaccumulation d'EDC à différents niveaux trophiques dans le biote marin de la baie de Liverpool, en Grande-Bretagne. Par ailleurs, on n'a trouvé aucune étude nous informant sur le potentiel de bioaccumulation du TCA et du TECA dans le biote marin.

TOXICITÉ POUR LE BIOTE AQUATIQUE

La qualité des données publiées sur la toxicité d'un composé est très variable, car les protocoles standard pour les essais de toxicité peuvent devenir caduques, ou ne sont pas toujours disponibles ou même suivis. Afin d'assurer une évaluation scientifique uniforme de chaque composé de chloroéthane, les données utilisées pour l'élaboration d'une recommandation ou directive doivent répondre à certains critères établis par le CCME, 1991. Ces critères comprennent des informations sur les conditions/modes d'essai (p. ex. en circulation continue, ou en milieu statique), les concentrations d'essai, la température, la dureté de l'eau, le pH, la méthodologie expérimentale (contrôles, répétitions), ainsi qu'une description des statistiques utilisées pour l'évaluation des données. Chaque étude est évaluée d'après les informations ci-dessus, et on la classe comme primaire, secondaire ou inacceptable (voir CCME, 1991 pour une description détaillée des critères de classement). Toutes les données incluses dans l'ensemble de données minimales doivent être primaires afin que l'on puisse élaborer des recommandations permanentes. Pour l'élaboration des recommandations provisoires, on peut utiliser les données primaires ou secondaires. Les données de toxicité qui ne satisfont pas aux critères des données primaires ou secondaires sont jugées inacceptables, et on ne peut les utiliser pour l'élaboration de l'un ou l'autre type de recommandation.

Toxicité aiguë

Les effets toxiques aigus des chloroéthanes sur les organismes aquatiques sont présentés sous forme de tableau, à l'annexe A.

Poissons

EDC

On a étudié les effets d'une exposition aiguë à l'EDC chez plusieurs espèces de poissons, en particulier la tête-de-boule (*Pimephales promelas*). Dans un système à circulation continue, Walbridge et coll. (1983) ont trouvé, pour la *P. promelas*, une CL_{50} – 96 h de 116 $mg \cdot L^{-1}$ d'EDC (concentration mesurée). En utilisant les mêmes espèces et un protocole expérimental similaire, Geiger et coll. (1985a) et Veith et coll. (1983) ont trouvé, pour la CL_{50} – 96 h, des valeurs de 136 et 118 $mg \cdot L^{-1}$ d'EDC, respectivement. Ces trois études ont été classées comme primaires.

Dans deux études comportant des essais statiques, on a étudié la réaction de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) à des expositions aiguës d'EDC. Pour la *O. mykiss*, Bartlett (1979) a trouvé une CL_{50} – 96 h de 336 $mg \cdot L^{-1}$, tandis que Mayer et Ellersieck (1986) ont obtenu une CL_{50} – 96 h égale à 225 $mg \cdot L^{-1}$ d'EDC. Ces deux essais ont été classés comme secondaires, car on n'avait pas mesuré les concentrations d'EDC pendant les expériences.

Les autres CL_{50} obtenues dans des conditions statiques variaient de 106 $mg \cdot L^{-1}$ d'EDC pour les poissons arc-en-ciel (*Poecilia reticulata*) après une exposition de 7 j (Konemann, 1981) à 550 $mg \cdot L^{-1}$ pour les crapets arlequins (*L. marcrochirus*) après une exposition de 4 j (Dawson et coll., 1975/77).

Dans la seule étude jugée acceptable effectuée sur l'athérine (*Menidia beryllina*), une espèce de poisson marin, on a obtenu une CL_{50} – 96 h de 480 $mg \cdot L^{-1}$ dans un essai statique jugé secondaire, car on n'avait pas mesuré les concentrations (Dawson et coll., 1975/77).

On a jugé comme inacceptable une étude comportant un essai avec mesures, en milieu à circulation continue, effectuée par Pearson et McConnell (1975) sur la limande (*Limanda limanda*), une espèce de poisson marin, car on n'y donnait aucune information au sujet des autres paramètres d'essai (p. ex. pH, dureté de l'eau, oxygène dissous) et de la méthode expérimentale.

TCA

On a réalisé trois études en milieu à circulation continue afin de déterminer les effets de l'exposition aiguë au TCA chez la *P. promelas*. Dans une étude classée comme primaire, Geiger et coll. (1985b) ont trouvé, pour la *P. promelas*, une CL_{50} – 96 h de 42,3 mg·L^{-1} de TCA, et une CL_{50} – 96 h (avec l'un ou l'autre des effets observés suivants : modifications de comportement, respiration accrue, perte d'équilibre) égale à 28,8 mg·L^{-1} de TCA, dans des essais à circulation continue. Dans une étude jugée secondaire, car les concentrations de TCA n'avaient pas été mesurées, Alexander et coll. (1978) ont trouvé, dans un essai statique, que l'exposition au TCA donnait lieu à une CL_{50} – 96 h de 105,0 mg·L^{-1}, soit presque 100 % de plus que la CL_{50} – 96 h de 52,8 mg·L^{-1} de TCA observée dans un essai en milieu à circulation continue, qui avait été classé primaire. Dans un essai à circulation continue, Alexander et coll. (1978) ont trouvé pour la *P. promelas* une CE_{50} – 96 h (avec l'un ou l'autre des effets observés suivants : perte d'équilibre, mélanisation, narcose, branchies gonflées et en sang) de 11,1 mg·L^{-1} de TCA et une CE_{10} – 96 h de 9,0 mg·L^{-1} de TCA. La seule autre espèce de poisson d'eau douce étudiée a été le *L. macrochirus*, pour lequel on a trouvé une CL_{50} de 72 mg·L^{-1} de TCA, dans un essai statique jugé secondaire, car on avait utilisé les concentrations chimiques nominales (non mesurées) (Buccafusco et coll., 1981).

Une étude faite par l'U.S. EPA (1978) sur le *L. macrochirus* a été jugée inacceptable, en raison du manque de données au sujet de la méthode expérimentale et des conditions d'essai.

Pearson et McConnell (1975) ont mesuré les effets à court terme du TCA sur le poisson marin *L. limanda*, dans un essai avec mesures en milieu à circulation continue. Dans un essai statique sans mesure (Heitmuller et coll., 1981), on a étudié les effets de l'exposition au TCA sur une autre espèce de poisson marin, le fondule *Cyprinodon variegatus*. Toutefois, on a jugé que ces deux études étaient inacceptables, en raison des informations insuffisantes sur la méthode expérimentale et les conditions d'essai.

TECA

Dans une étude primaire comportant un essai en milieu à circulation continue pendant 96 h, effectué sur des fondules (*Jordanella floridae*) de 2 à 4 mois, on a obtenu une CL_{50} de 18,5 mg·L^{-1} de TECA (ATRG, 1988). Lorsque l'étude a été répétée en conditions statiques, la CL_{50} a été de 26,8 mg·L^{-1}, d'après les concentrations chimiques (non mesurées) nominales. Walbridge et coll. (1983) ont étudié les effets aigus du TECA sur les *P. promelas* âgées de 30 à 35 j, dans un essai en milieu à circulation continue, et classé comme primaire. La CL_{50} – 96 h mesurée a été de 20,4 mg·L^{-1}. Dans un essai statique sans mesure, classé secondaire, Buccafusco et coll. (1981) ont obtenu une CL_{50} – 96 h de 21 mg·L^{-1} de TECA pour des *L. macrochirus* de l'année.

L'U.S. EPA (1978) et Heitmuller et coll. (1981) ont obtenu des CL_{50} – 96 h pour le *L. macrochirus* et le *C. variegatus*, respectivement. Toutefois, on a jugé que ces deux études étaient inacceptables, car elles ne donnaient pas d'information au sujet de la méthode expérimentale et des conditions d'essai.

Invertébrés

EDC

Richter et coll. (1983) ont effectué des essais statiques de 48 h, avec mesures, sur le premier stade larvaire de la *Daphnia magna*; cet essai a été classé primaire. Pour la *D. magna* avec et sans nourriture, on a obtenu des CL_{50} – 48 h de 320 et 270 mg·L^{-1} d'EDC, respectivement. Les CE_{50} – 48 h correspondantes, basées sur l'immobilisation complète, étaient de 180 et 160 mg·L^{-1} d'EDC pour la *D. magna* avec et sans nourriture, respectivement. LeBlanc (1980), qui a étudié le premier stade larvaire de la *D. magna* dans des essais statiques jugés secondaires, car il n'avait pas mesuré les concentrations, a trouvé une CL_{50} – 48 h de 220 mg·L^{-1} d'EDC.

Dans les études sur les invertébrés marins, la seule jugée acceptable portait sur l'artémia (*Artemia salina*). Pour cette espèce, on a trouvé une CE_{50} – 24 h (immobilisation) de 93,6 mg·L^{-1} d'EDC, dans un essai statique avec mesures,

essai qui a été jugé primaire (Foster et Tullis, 1985). Dans une expérience similaire effectuée sur cette même crevette dans des conditions de forte salinité (25 % d'eau de mer artificielle), on a trouvé une CE_{50} de 36,4 $mg \cdot L^{-1}$ (Foster et Tullis, 1985).

Dans une étude de l'U.S. EPA (1978), on a trouvé une CL_{50} – 48 h pour la *D. magna*; toutefois, on a jugé cette étude inacceptable, car elle ne donnait pas d'information sur la méthode expérimentale et les conditions d'essai.

Un essai statique fait par Pearson et McConnell (1975), au cours duquel la balane (*Elminius modestus*) a été exposée à de l'eau de mer contenant une concentration connue d'EDC, a été jugé inacceptable, car il ne contenait pas d'informations sur les autres paramètres d'essai.

TCA

La toxicité aiguë du TCA pour les invertébrés d'eau douce a fait l'objet de seulement une étude (LeBlanc, 1980). Dans cet essai statique, classé secondaire parce que les concentrations n'avaient pas été mesurées, on a observé qu'il n'y avait pas de mortalité chez la *D. magna* (âgée de plus de 24 h) à une concentration de 530 $mg \cdot L^{-1}$ de TCA, soit la plus forte concentration testée.

Pearson et McConnell (1975) et l'U.S. EPA (1978) ont fait des études de toxicité sur la *E. modestus* et la crevette myside (*Mysidopsis bahia*), respectivement. On a cependant jugé que ces études n'étaient pas acceptables, en raison du manque d'informations sur les conditions d'essai et la méthode expérimentale.

TECA

Seulement deux études ont traité des effets toxiques aigus du TECA sur les espèces d'invertébrés d'eau douce, et dans ces deux études, on a examiné le premier stade larvaire de la *D. magna* (âgée de moins de 24 h). Dans une étude considérée comme primaire, Richter et coll. (1983) ont obtenu des CL_{50} – 48 h de 62 et 57 $mg \cdot L^{-1}$ de TECA pour la *D. magna* sans et avec nourriture, respectivement. En utilisant l'immobilisation complète comme manifestation biologique finale, on a obtenu des CE_{50} – 48 h de 23 et 25 $mg \cdot L^{-1}$ de TECA pour la *D. magna* sans et avec nourriture, respectivement. Dans un essai statique sans mesure, classé secondaire, LeBlanc (1980) a trouvé pour la *D. magna* une CL_{50} – 48 h de 9,3 $mg \cdot L^{-1}$ de TECA.

La seule étude portant sur la toxicité aiguë du TECA pour l'invertébré marin, la crevette myside *M. bahia* (U.S. EPA, 1978) a été jugée inacceptable, car elle ne présentait pas d'informations sur les conditions d'essai et la méthode expérimentale.

Plantes

EDC

On a étudié les effets toxiques de l'EDC sur la chlorophycée *Selenastrum capricarnutum* en mesurant le niveau de chlorophylle *a* et le nombre de cellules (U.S. EPA, 1978). Cependant, on a jugé que cette étude était inacceptable, en raison du manque d'information sur la méthode expérimentale et les conditions d'essai.

On a également jugé comme inacceptable la seule étude traitant de la toxicité de l'EDC sur des algues marines (*Phaeodactylum tricornutum*) (Pearson et McConnell, 1975), en raison du manque d'informations sur les autres paramètres d'essai.

TCA

Tout comme dans le cas de l'EDC, la seule étude sur la toxicité du TCA sur les algues d'eau douce a été effectuée par l'U.S. EPA (1978), sur la *S. capricornutum*. Toutefois, on a jugé que cette étude était inacceptable, en raison du manque d'informations sur les conditions d'essai et la méthode expérimentale.

Pearson et McConnell (1975) ont effectué une étude de toxicité visant à déterminer la CE_{50} (absorption de carbone) pour une algue marine *P. tricornutum* dans un essai statique, avec mesure; toutefois, on a jugé que cette étude était inacceptable, en raison des informations insuffisantes sur les autres paramètres d'essai.

TECA

L'U.S. EPA (1978) a étudié la toxicité du TECA sur la *S. capricornutum* d'eau douce; toutefois, on a jugé que cette étude était inacceptable, en raison de l'absence d'informations sur la méthode expérimentale et les conditions d'essai. On n'a trouvé aucune étude portant sur les algues marines.

Toxicité chronique

L'annexe B résume les effets sur le biote aquatique d'une exposition chronique aux chloroéthanes.

Poissons

EDC

Dans une étude classée comme primaire, Benoit et coll. (1982) ont observé que l'EDC n'avait pas d'effet sur l'éclosabilité et la survie des oeufs, et n'entraînait pas de difformité chez le *P. promelas* à 59,0 $mg \cdot L^{-1}$, soit la plus forte concentration utilisée après une exposition pendant 28 j. Toutefois, à cette même concentration, le gain de poids chez les poissons juvéniles était réduit de 62% (niveau minimal d'effet observé, ou NMEO). À la deuxième concentration la plus élevée (29 $mg \cdot L^{-1}$ d'EDC), on n'a observé aucun effet sur le gain de poids (niveau sans effet observé, ou NSEO).

Dans une étude qu'on a classée comme primaire, Black et coll. (1982) ont exposé des oeufs fertilisés et des larves de *O. mykiss* à l'EDC, dans un essai en milieu à circulation continue. On a obtenu une valeur de 34 $mg \cdot L^{-1}$ pour la CE_{50} touchant l'éclosabilité, et la même valeur pour la CL_{50} touchant la survie des larves 4 j après l'éclosion. Black et coll. (1982) ont utilisé le même protocole d'expérimentation afin de déterminer les effets de l'EDC sur l'éclosabilité et la survie 4 j après l'éclosion de deux amphibiens, soit la salamandre foncée (*Ambystoma gracile*) et la grenouille léopard (*Rana pipiens*). Pour la salamandre *A. gracile*, on a obtenu les valeurs suivantes : éclosabilité – CE_{50} de 6,53 $mg \cdot L^{-1}$; survie 4 j après l'éclosion – CL_{50} de 2,54 $mg \cdot L^{-1}$; survie 4 j après l'éclosion – NMEO de 0,99 $mg \cdot L^{-1}$ (réduction de 23 % du taux de survie). Pour la grenouille *R. pipiens*, les valeurs correspondantes ont été : 4,52, 4,40 et 1,07 $mg \cdot L^{-1}$ (réduction de 24 % du taux de survie après éclosion), respectivement.

Dans une étude sur les poissons d'eau douce, on a observé chez le saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*) une mortalité de 100 % des alevins 9 j après l'éclosion, à la suite d'une exposition pendant 21 j à 73 $mg \cdot L^{-1}$ d'EDC, dans un essai statique avec mesures, qu'on a jugé comme primaire (Reid et coll., 1982). Dans cette étude, on a également observé que 46 % des oeufs n'ont pas éclos après une exposition à 124 $mg \cdot L^{-1}$ d'EDC pendant 21 j.

L'U.S. EPA (1978) a étudié la toxicité chronique de l'EDC sur les premiers stades de vie (embryons, larves) de la *P. promelas*, pendant une période d'exposition de 32 j. Toutefois, on a jugé que cette étude est inacceptable, en raison des informations insuffisantes sur la méthode expérimentale et les paramètres d'essai.

TCA

On a trouvé une seule étude traitant de la toxicité chronique du TCA pour les poissons d'eau douce. Thompson et Carmichael (1989) ont observé après 17 j un NMEO de 30 $mg \cdot L^{-1}$ relatif aux effets de toxicité et au gain de poids chez la carpe (*Cyprinus carpio*) dans un essai en milieu à circulation continue, avec mesures, qui a été classé comme primaire. On n'a trouvé aucune étude traitant de la toxicité chronique du TCA pour les poissons marins.

TECA

L'ATRG (1988) a étudié la toxicité chronique du TECA pour les premiers stades de vie du *J. floridae*, dans un essai en milieu à circulation continue avec mesures; on a classé cette étude comme primaire. Les chercheurs n'ont observé aucun effet sur l'éclosabilité des oeufs à 22,0 $mg \cdot L^{-1}$ de TECA, soit la plus forte concentration utilisée. Pour la survie des larves de 10 j, on a observé un NMEO de 10,6 $mg \cdot L^{-1}$, et pour la survie des poissons juvéniles de 28 j, on a trouvé un NMEO de 11,7 $mg \cdot L^{-1}$. La croissance des alevins de 28 j n'a pas été perturbée par la plus forte concentration de TECA utilisée (15,8 $mg \cdot L^{-1}$), ce qui était dû en partie à la grande variabilité observée dans la croissance des alevins.

D.L. DeFoe (U.S. EPA, données non publiées) a étudié la toxicité du TECA pour la *P. promelas* pendant son stade de développement. Toutefois, on a jugé que cette étude était inacceptable, car on n'y indiquait pas les autres paramètres d'essai.

On n'a trouvé aucune étude traitant de la toxicité chronique du TECA pour les poissons marins.

Invertébrés

EDC

Les effets toxiques chroniques de l'EDC sur les invertébrés d'eau douce n'ont fait l'objet que d'une seule étude. Richter et coll. (1983) ont exposé la *D. magna* à une plage de concentrations d'EDC, dans un essai en milieu à circulation continue, avec mesures, qui a été classé comme primaire. Pour le taux de reproduction, on a obtenu des valeurs NSEO et NMEO de 10,6 et 20,7 $mg \cdot L^{-1}$ d'EDC, respectivement. L'effet de l'EDC sur la croissance a été plus faible, puisqu'on a obtenu un NSEO et un NMEO de 41,6 et 71,7 $mg \cdot L^{-1}$ d'EDC, respectivement.

Dans la seule étude qu'on a trouvée traitant des effets toxiques chroniques de l'EDC sur les invertébrés marins, on a observé une réduction de 90 % de l'éclosabilité chez la polychète *Ophryotrocha labronica*, après une exposition à 400 $mg \cdot L^{-1}$ d'EDC pendant 15 j (Rosenberg et coll., 1975).

TCA

On a trouvé une seule étude traitant de la toxicité chronique du TCA sur les invertébrés d'eau douce. Thompson et Carmichael (1989) ont observé une CL_{50} pour la *D. magna* (17 j d'exposition) de 5,4 $mg \cdot L^{-1}$ dans un nouvel essai statique, qui a été classé comme primaire.

On n'a trouvé aucune étude traitant des effets toxiques chroniques du TCA sur les invertébrés marins.

TECA

Comme dans le cas de l'EDC, on a trouvé une seule étude traitant de la toxicité chronique du TECA pour les invertébrés d'eau douce, soit celle de Richter et coll. (1983), qu'on a classée comme primaire. Pour le taux de reproduction de la *D. magna*, on a obtenu des valeurs NSEO et NMEO de 6,9 et 14,4 $mg \cdot L^{-1}$, respectivement, dans un essai à circulation continue, avec mesures.

On n'a trouvé aucune étude traitant des effets toxiques chroniques du TECA sur les invertébrés marins.

Plantes

On n'a trouvé aucune étude qui portait sur les effets toxiques à long terme de l'EDC, du TCA ou du TECA sur les plantes aquatiques.

Cancérogénicité, mutagénicité et tératogénicité

EDC

Il n'y a pas de rapports ou d'études épidémiologiques démontrant le pouvoir cancérogène direct de l'EDC chez les humains. Toutefois, plusieurs études effectuées sur des animaux de laboratoire ont montré une incidence accrue des tumeurs bénignes et malignes chez les souris et une augmentation des carcinomes chez les rats exposés à de l'EDC. En raison de ces résultats, le National Institute for Occupational Safety and Health, aux États-Unis, a recommandé que la manutention de l'EDC au travail se fasse comme si ce composé était cancérogène pour l'homme (U.S. EPA, 1985). Connor (1984) a estimé que l'EDC présente un risque de cancer plus grand (1,3 à 2,2 x 10^{-6}, soit le rapport de la surincidence du risque de cancer pendant une vie entière dans la population humaine, pour une concentration de 1,2 à 2,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'EDC dans les eaux souterraines) que le chlorure de vinyle, une substance cancérogène connue (risque de cancer = 0,8 à 1,2 x 10^{-6}, pour une concentration de 1,6 à 2,5 $mg \cdot L^{-1}$ de chlorure de vinyle dans les eaux souterraines). Il n'y a pas de données sur le risque de cancer que présente l'EDC pour les biotes aquatiques.

Après une recherche approfondie des publications sur le sujet, Konietzko (1984) et l'U.S. EPA (1985) ont conclu que l'EDC est une substance faiblement mutagène.

Selon plusieurs études, l'EDC est tératogène, tant chez les rats de laboratoire (pour une revue, voir Konietzko, 1984) que chez l'*A. salina* (Kerster et Schaeffer, 1983).

TCA

D'après les données disponibles, il semble que le TCA ne soit pas cancérogène, mutagène ou tératogène (U.S. EPA, 1982; Connor, 1984; Konietzko, 1984).

TECA

On n'a trouvé aucune information sur les effets cancérogènes, mutagènes ou tératogènes possibles du TECA chez les humains, les autres mammifères ou les biotes aquatiques.

RÉSUMÉ DES RECOMMANDATIONS

On a examiné les informations disponibles sur le 1,2-dichloroéthane (EDC), le 1,1,1-trichloroéthane (TCA) et le 1,1,2,2-tétrachloroéthane (TECA), à savoir : propriétés physiques et chimiques, concentrations dans l'environnement, devenir et persistance dans l'environnement, potentiel de bioaccumulation, et effets toxiques sur le biote aquatique (annexe C). Le tableau 8 résume les recommandations établies pour la protection des principales utilisations de l'eau au Canada.

Eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable

Le Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable a recommandé de façon provisoire une concentration de 0,005 $mg \cdot L^{-1}$ d'EDC pour cette utilisation de l'eau (Santé et Bien-être social Canada, 1989). Si après un an aucune donnée n'est présentée qui conteste cette valeur, cette recommandation sera adoptée.

On étudie actuellement la possibilité de formuler une recommandation à l'égard des concentrations de TCA dans l'eau potable. Santé et Bien-être social Canada (1989) n'a pas établi de concentrations maximales admissibles pour le TECA dans l'eau potable.

Tableau 8. Recommandations pour la qualité de l'eau pour les chloroéthanes

Utilisation de l'eau	Recommandation ($mg \cdot L^{-1}$)		
	EDC	TCA	TECA
Eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable	0,005[1]	DI[2]	DI
Vie aquatique d'eau douce	0,1[3]	DI	DI
Vie aquatique marine	DI	DI	DI
Utilisations agricoles			
Eau d'abreuvement des animaux d'élevage	0,005[4]	DI	DI
Irrigation	DI	DI	DI
Qualité et aspects esthétiques des eaux utilisées à des fins récréatives	DI	DI	DI
Approvisionnement en eau industrielle	DI	DI	DI

DI= Données insuffisantes.

(1) Concentration maximale admissible provisoire (CMAP) proposée par le Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable (Santé et Bien-être social Canada, 1989)

(2) Ces données sont sur le point d'être examinées par le Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable.

(3) Recommandation provisoire.

(4) Recommandation pour la qualité de l'eau potable au Canada (Santé et Bien-être social Canada, 1989) utilisée comme recommandation pour l'eau d'abreuvage des animaux d'élevage.

Vie aquatique d'eau douce

La toxicité aiguë des chloroéthanes pour les poissons et les invertébrés d'eau douce semble augmenter en fonction de la teneur en chlore (figures 7, 8 et 9). Par exemple, on a obtenu pour la *P. promelas* des valeurs CL_{50} de 116 à 136 $mg \cdot L^{-1}$ pour l'EDC, de 42,3 à 105 $mg \cdot L^{-1}$ pour le TCA et de 20,3 à 20,4 $mg \cdot L^{-1}$ pour le TECA. Il semble également que, lors des expositions chroniques (figure 10), les effets toxiques des chloroéthanes augmentent en fonction de la teneur en chlore. Toutefois, les données sont insuffisantes pour que l'on puisse évaluer avec précision cette relation. En particulier, aucun essai d'exposition chronique n'a été fait avec le TCA.

EDC

Pour la protection et la préservation de la vie aquatique d'eau douce, on recommande de façon provisoire une concentration de 0,1 $mg \cdot L^{-1}$ d'EDC. On a obtenu cette concentration en appliquant un facteur de sécurité de 10 à la plus faible concentration chronique observée (CCME, 1991), ce qui permettait d'observer une ré-

duction de 23% de la survie après éclosion (NMEO) chez les *A. gracile* exposées pendant une période comprise entre la fertilisation et 4 j après l'éclosion, à une concentration mesurée de 0,99 $mg \cdot L^{-1}$ dans un essai en milieu à circulation continue (Black et coll., 1982).

Les utilisateurs de cette recommandation devraient prendre note que l'élaboration des recommandations visant à protéger la vie aquatique au Canada est fondée sur l'organisme aquatique le plus sensible résidant au Canada, peu importe l'aire de répartition, l'emplacement ou la taille des espèces. Lorsqu'on élabore des objectifs propres à un lieu donné, on devrait tenir compte des espèces locales les plus sensibles. La base de données étudiée dans le cadre du présent rapport (annexes A et B) ne contenait pas le nombre minimal de données de toxicité aiguë et chronique provenant d'études sur les invertébrés et les plantes pour permettre l'élaboration d'une recommandation permanente (figure D-1) (CCME, 1991). En outre, il n'y a pas eu assez de recherches visant à déterminer le devenir et le comportement de l'EDC dans l'environnement (voir figure 4) (CCME, 1991). Par conséquent, il est recommandé de façon provisoire, que la concentration d'EDC dans l'eau ne dépasse pas 0,1 $mg \cdot L^{-1}$.

Figure 7. CL_{50} et CE_{50} observées dans le biote aquatique après des expositions aiguës à l'EDC.

TCA

Aucune recommandation, provisoire ou permanente, n'est formulée à l'égard du TCA afin de protéger et préserver la vie aquatique d'eau douce. Les données étudiées dans le cadre du présent rapport ne comprenaient qu'une étude d'exposition chronique sur les poissons et une autre sur les invertébrés, et par conséquent ne répondaient pas aux critères minimaux permettant l'élaboration d'une recommandation pour la qualité de l'eau au Canada (figure D-2) (CCME, 1991). De plus, il n'existe aucune étude de toxicité de ce composé pour les espèces de poissons d'eau froide, et il n'y a pas non plus d'études portant sur des espèces d'invertébrés autres que la *Daphnia*. Par conséquent, il n'existe pas suffisamment de données pour qu'on puisse élaborer une recommandation provisoire à l'égard du TCA, conformément aux directives du CCME (1991).

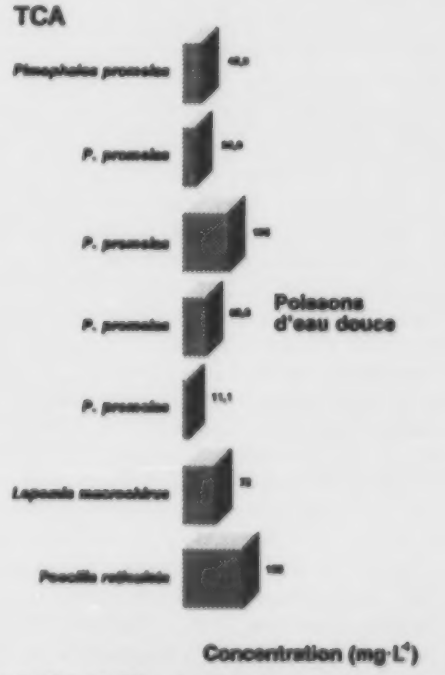


Figure 8. CL_{50} et CE_{50} observées dans le biote aquatique après des expositions aiguës au TCA.

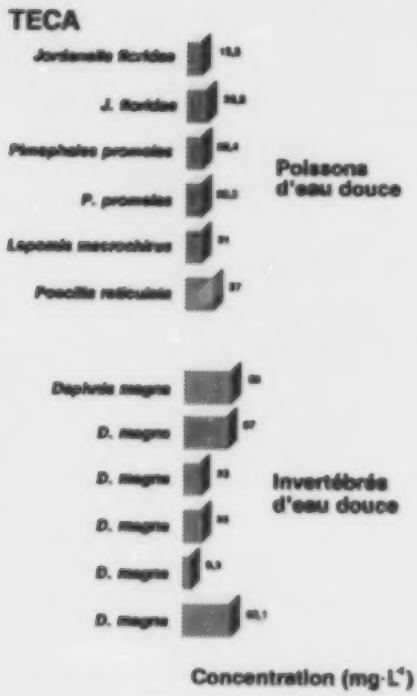


Figure 9. CL_{50} et CE_{50} observées dans le biote aquatique après des expositions aiguës au TECA.

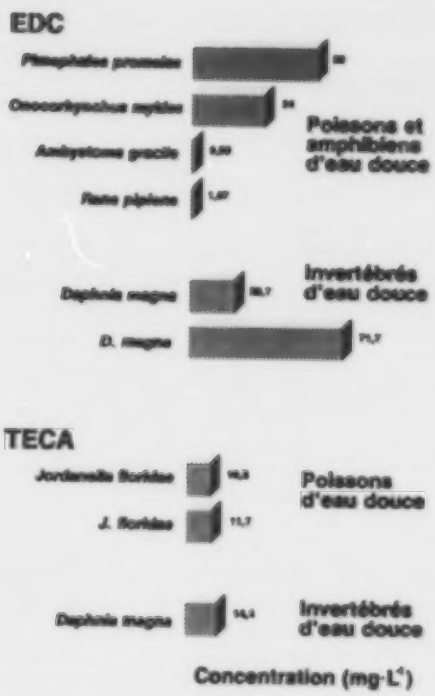


Figure 10. NEMO produisant des réactions importantes observées dans le biote aquatique après des expositions chroniques à l'EDC et au TECA.

TECA

Tout comme avec le TCA, il n'y a pas suffisamment de données pour que l'on puisse établir une recommandation provisoire ou permanente pour la qualité de l'eau à l'égard du TECA (figure D-3) (CCME, 1991). Pour établir une recommandation, il faut notamment disposer d'études primaires de toxicité portant sur une espèce de poisson d'eau froide et une espèce d'invertébré autre que la *Daphnia*. De plus, on connaît peu de choses sur le devenir et le comportement du TECA dans l'environnement. On ne pourra donc établir de recommandations à l'égard de ce composé tant qu'on ne comprendra pas mieux la répartition du TECA entre les différents compartiments environnementaux, ainsi que la nature des réactions biologiques et chimiques qui influent sur la persistance de ce composé dans l'environnement (CCME, 1991). Pour formuler une recommandation provisoire, il faut desposer d'études primaires au secondaires sur une espèce de poisson d'eau froide et une espèce d'invertébré autre que la *Daphnia*.

Vie aquatique marine

EDC

On ne peut établir de recommandations à l'égard de l'EDC pour la protection et la préservation de la vie aquatique marine, en raison de données insuffisantes (figure D-4). Les sueles données primaires disponibles proviennent d'une étude de toxicité aiguë (Foster et Tullis, 1984) chez l'*A. salina* ainsi que de deux études secondaires sur l'athérine *Menidia beryllina* et sur la polychète *Ophryotrocha labronica*. Par ailleurs, on connaît mal le devenir et le comportement de l'EDC dans l'environnement. Pour pouvoir établir une recommandation provisoire, il faut disposer d'au moins une étude de toxicité portant sur une espèce de poisson marin d'eau tempérée.

TCA

Les données sont insuffisantes pour qu'on puisse formuler une recommandation à l'égard du TCA, pour la protection et la préservation de la vie aquatique marine (figure D-5) (CCME, 1991). Les études effectuées par Heitmuller et coll. (1981), Pearson et McConnell (1975) et l'U.S. EPA (1978) n'indiquaient pas les conditions expérimentales de façon suffisamment détaillée pour qu'on puisse inclure ces études dans l'ensemble minimal de données toxicologiques. Comme l'indique la figure D-5, l'élaboration d'une recommandation pour la qualité de l'eau au Canada nécessite les études suivantes : au moins trois études primaires de toxicité sur des espèces de poissons marins d'eau tempérée, deux études primaires de toxicité sur des invertébrés marins d'eau tempérée et de classes différentes, et une étude primaire de toxicité sur une plante marine d'eau tempérée. De plus, quatre de ces études doivent porter sur l'exposition chronique. Pour établir une recommandation provisoire, les études suivantes sont requises : études primaires ou secondaires de toxicité sur au moins deux espèces de poissons et deux espèces d'invertébrés provenant de classes différentes. De plus, chaque espèce doit être une espèce marine d'eau tempérée.

TECA

Il n'y a pas suffisamment de données pour qu'on puisse élaborer une recommandation à l'égard du TECA, afin de protéger et préserver la vie aquatique marine (figure D-6) (CCME, 1991). Les seules études ayant traité des effets du TECA sur le biote marin ont été effectuées par l'U.S. EPA (1978) et par Heitmuller et coll. (1981). Il s'agissait d'études d'exposition aiguë réalisées dans le premier cas avec *M. Bahia* et *Skeletonema costatum*, et dans le second avec *Cyprinodon variegatus*. Dans ces études, on n'a pas indiqué les conditions expérimentales et on ne peut donc inclure ces études dans l'ensemble minimal de données toxicologiques. Comme l'indique la figure D-6, l'élaboration d'une recommandation pour la qualité de l'eau au Canada nécessite les études suivantes : au moins trois études primaires de toxicité sur des espèces de poissons marins d'eau tempérée, deux études primaires de toxicité sur les invertébrés marins d'eau tempérée et de classes différentes, et une étude primaire de toxicité sur une plante marine d'eau tempérée. De plus, quatre de ces études doivent porter sur l'exposition chronique. De plus, on connaît mal le comportement et le devenir du TECA dans l'environnement. Pour établir une recommandation provisoire, les études suivantes sont requises : études primaires ou secondaires de toxicité sur au moins deux espèces de poissons et deux espèces d'invertébrés provenant de classes différentes. De plus, chaque espèce doit être une espèce marine d'eau tempérée.

Utilisations agricoles

Eau d'abreuvement des animaux d'élevage

On n'a pas trouvé de données portant sur la toxicité des chloroéthanes pour le bétail et le biote connexe. Dans le cas d'autres produits chimiques pour lesquels il manquait de ces données, on a utilisé, comme recommandation provisoire pour l'eau d'abreuvage, la recommandation formulée pour l'eau potable au Canada comme marge de sécurité afin de protéger le bétail et d'empêcher l'accumulation de résidus en concentrations inacceptables dans les produits animaux. Pour l'eau potable, la recommandation provisoire à l'égard de l'EDC est de 0,005 $mg \cdot L^{-1}$, et cette recommandation devrait donc être suffisante pour l'eau d'abreuvage. Toutefois, comme il n'existe pas de recommandations à l'égard du TCA et du TECA dans l'eau potable, on ne dispose pas d'informations suffisantes pour élaborer des recommandations sur la concentration de ces deux chloroéthanes dans l'eau d'abreuvement des animaux d'élevage.

Irrigation

On n'a pas trouvé d'études qui documentent les effets des chloroéthanes sur les macrophytes terrestres. Par conséquent, il n'est pas possible d'établir une recommandation au sujet de la concentration maximale de chloroéthanes pour cette utilisation de l'eau.

Qualité et aspects esthétiques des eaux utilisées à des fins récréatives

Par perturbation des aspects esthétiques des eaux utilisées à des fins récréatives, on entend la présence d'odeurs, de goûts ou de couleurs désagréables. L'EDC, le TCA et le TECA sont des liquides incolores pour lesquels les seuils de perception des odeurs dans l'eau sont supérieurs

à 20, 50 et 5 $mg \cdot L^{-1}$, respectivement (Archer, 1979; Verschueren, 1983). Pour l'EDC, le seuil de perception des odeurs est supérieur à la concentration recommandée pour la protection de la vie aquatique d'eau douce, et par conséquent, la présence d'EDC en concentrations qui ne sont pas préjudiciables à la vie aquatique ne devrait également pas nuire à la qualité et à l'esthétique des eaux récréatives. On ignore si la recommandation relative à la concentration d'EDC visant à protéger la vie aquatique d'eau douce est suffisante pour empêcher l'altération de la chair des poissons, et la détérioration du goût de cette chair.

Bien qu'on n'ait pas pu formuler de recommandations à l'égard du TCA et du TECA pour la protection de la vie aquatique d'eau douce, plusieurs études laissent à entendre que le seuil de perception des odeurs pour ces composés pourrait avoir des effets nocifs sur les biotes aquatiques (pour le TCA : Alexander et coll., 1978; pour le TECA : LeBlanc, 1980). Comme l'objectif du CCME est de formuler des recommandations visant à protéger les utilisations les plus sensibles de l'eau au Canada, aucune recommandation pour le TCA et le TECA n'est présentée pour ce qui est de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives.

Approvisionnement en eau industrielle

À l'heure actuelle, rien ne permet de croire que les chloroéthanes peuvent avoir des effets nocifs pour les approvisionnements en eau industrielle. Cependant, tant qu'une étude sur les besoins de l'industrie relatifs à la qualité de l'eau ne sera pas effectuée, on ne peut établir de recommandations relatives à la présence de chloroéthanes dans l'eau industrielle. Une telle étude est actuellement en cours, et on pourra peut-être établir des recommandations pour cette utilisation de l'eau.

LACUNES DANS LES DONNÉES

Il existe de nombreuses lacunes dans les données sur la présence, le devenir et la toxicité des chloroéthanes dans les écosystèmes aquatiques au Canada. Plus haut, on a résumé les données de toxicité nécessaires à l'élaboration de recommandations pour chacun des chloroéthanes, afin de protéger et préserver la vie aquatique marine et d'eau douce. De plus, il existe d'autres lacunes dans les données. À l'heure actuelle, il n'y a pas de données disponibles pour la majeure partie de la région Atlantique, pour le Manitoba, la Saskatchewan, la Colombie-Britannique, le Yukon ou les Territoires du Nord-Ouest en ce qui concerne les concentrations d'EDC, de TCA et de TECA dans l'environnement aquatique. Ces lacunes sont particulièrement évidentes dans le cas du TECA, dont la concentration n'a été quantifiée qu'en quelques endroits en Ontario et en Alberta. Pareillement, on connaît peu de choses sur le devenir et le comportement de l'EDC et du TECA dans l'environnement aquatique. Il faut déterminer ou mieux quantifier les principaux mécanismes d'élimination, les produits de dégradation et la persistance de ces chloroéthanes dans l'environnement. Enfin, une seule étude a porté sur le potentiel de bioaccumulation de l'EDC, du TCA et du TECA (Barrows et coll., 1980), et il est donc souhaitable d'obtenir davantage de données sur ce sujet. Tant qu'on n'aura pas obtenu les données manquantes sur la bioaccumulation, le devenir et le comportement dans l'environnement, notamment pour l'EDC et le TECA, on ne pourra pas formuler de recommandations à l'égard de ces composés afin de protéger la vie aquatique.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à exprimer leur reconnaissance aux membres du Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) pour les remarques et les suggestions utiles qu'ils ont fournies. La qualité du présent document a été grandement améliorée grâce aux lectures critiques effectuées par M.C. Taylor, R.A. Kent, M.P. Wong, R.C. Pierce et B.P. Pauli de la Direction de la qualité des eaux; K.L.E. Kaiser et S. Lesage de l'Institut national de recherche sur les eaux; B. Elliott de la Direction des produits chimiques commerciaux; et L.E. Fiddler de MacDonald Environmental Sciences Ltd.

RÉFÉRENCES

Adema, D.M.M. 1976. Acute toxiciteitstoetsen met 1,2-dichloorethaan, fenol, acrylonitrile, en alkylbenzenesulfonaat in zeewater. Central Laboratory TNO, 97 Schoemakerstraat - P.O. Box 217, Delft, The Netherlands. (Cité dans Verschueren, 1983.)

AEC (Alberta Environment Centre). 1989. Data from Oldman, Bow, Red Deer, Athabasca, Peace and North Saskatchewan river basins (1984-1988). Données non publiées à introduire dans NAQUADAT.

Ahmad, N., D. Benoit, L. Brooke, D. Call, A. Carlson, D. Defoe, J. Huot, A. Moriarity, J. Richter, P. Shubat, G. Veith, et C. Walbridge. 1984. Aquatic toxicity tests to characterize the hazard of volatile organic chemicals in water: A toxicity data summary. EPA-600/53-84-009, Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minn.

Alexander, H.C., W.M. McCarty, et E.A. Bartlett. 1978. Toxicity of perchloroethylene, trichloroethylene, 1,1,1-trichloroethane, and methylene chloride to fathead minnows. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 20: 344-352.

Archer, W.J. 1979. Chlorocarbons and chlorohydrocarbons. *Dans* Encyclopedia of Chemical Technology, vol. 5, 3e éd., éd. J. Kirk et D.F. Othmer. New York: John Wiley & Sons.

ATRG (Aquatic Toxicity Research Group). 1988. Aquatic toxicity of multiple organic compounds. II. Chlorinated ethanes and chlorinated ethylenes. A summary report prepared for the Ontario Ministry of the Environment, Lakehead University, Thunder Bay, Ontario.

Barrows, M.E., S.R. Petrocelli, K.J. Macek, et J.J. Carroll. 1980. Bioconcentration and elimination of selected water pollutants by bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). *Dans* Dynamics, Exposure and Hazard Assessment of Toxic Chemicals, éd. R. Haque. Ann Arbor, Mich.: Ann Arbor Science Publishers.

Bartlett, E.A. 1979. Toxicity of ethylene dichloride to rainbow trout. Report No. ES-288, Environmental Sciences Research Laboratory, Dow Chemical USA, Midland, Mich.

Benoit, D.A., F.A. Puglisi, et D.L. Olson. 1982. A fathead minnow (*Pimephales promelas*) early life stage toxicity test method evaluation and exposure to four organic chemicals. Environ. Pollut. Ser. A, Ecol. Biol., 28: 189-197.

Black, J.A., W.J. Birge, W.E. McDonnell, A.G. Westerman, et B.A. Ramey. 1982. The aquatic toxicity of organic compounds to embryo-larval stages of fish and amphibians. Research Report No. 133, University of Kentucky, Lexington, Ky.

Buccafusco, R.J., S.J. Ells, et G.A. LeBlanc. 1981. Acute toxicity of priority pollutants to bluegill (*Lepomis macrochirus*). Bull. Environ. Contam. Toxicol., 26: 446-452.

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. Annexe IX, Méthode d'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau en vue de la protection de la vie aquatique. Document préparé par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux. Recommandations pour la qualité de l'eau au Canada. Dans CCMRE 1987.

COARGLWQ (Canada-Ontario Agreement Respecting Great Lakes Water Quality). 1986. St. Clair River pollution investigation (Sarnia area).

Comba, M.E., et K.L.E. Kaiser. 1985. Volatile halocarbons in the Detroit River and their relationship with contaminant sources. J. Great Lakes Res., 11(3): 404-418.

Connor, M.S. 1984. Comparison of the carcinogenic risk from fish vs. ground water contamination by organic compounds. Environ. Sci. Technol., 18: 628-631.

CPI (Canadian Process Industries). 1988a. CPI Product Profiles. 1,2-Dichloroethane. Corpus Information Services, Don Mills, Ontario.

CPI (Canadian Process Industries). 1988b. CPI Product Profiles. 1,1,1-Trichloroethane. Corpus Information Services, Don Mills, Ontario.

CPI (Canadian Process Industries). 1988c. CPI Product Profiles. 1,1,2,2-Tetrachloroethane. Corpus Information Services, Don Mills, Ontario.

Dawson, G.W., A.L. Jennings, D. Drozdowski, et E. Rider. 1975/77. The acute toxicity of 47 industrial chemicals to fresh and saltwater fishes. J. Hazard. Mater., 1(4): 303-318.

Dilling, W.L., N.B. Tefertiller, et G.J. Kallos. 1975. Evaporation rates and reactivities of methylene chloride, chloroform, trichloroethylene, tetrachloroethylene, and other chlorinated compounds in dilute aqueous solutions. Environ. Sci. Technol., 9(9): 833-837.

Environnement Canada. 1988. Chlorinated hydrocarbon use pattern update. Rapport inédit, Use Pattern Section, Chemical Contaminants Branch, Ottawa.

Foster, G.D., et R.E. Tullis. 1984. A quantitative structure activity relationship between partition coefficients and the acute toxicity of naphthalene derivatives in *Artemia salina* nauplii. Aquat. Toxicol., 5: 245-254.

Foster, G.D., et R.E. Tullis. 1985. Quantitative structure-toxicity relationships with osmotically stressed *Artemia salina* nauplii. Environ. Pollut. Ser. A., Ecol. Biol., 38: 273-281.

Gazette du Canada. 1989. Liste des substances d'intérêt prioritaire. Extrait de la Gazette du Canada, partie 1, 11 février, ministère des Approvisionnements et Services.

Geiger, D.L., C.E. Northcott, D.J. Call, et L.T. Brooke (éd.). 1985a. 1,2-Dichloroethane. *Dans* Acute Toxicities of Organic Chemicals to Fathead Minnow (*Pimephales promelas*), vol. 2. Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin-Superior. pp. 41-42.

Geiger, D.L., S.H. Poirier, L.T. Brooke, et D.J. Call (éd.). 1985b. 1,1,1-Trichloroethane. *Dans* Acute Toxicities of Organic Chemicals to Fathead Minnow (*Pimephales promelas*), vol. 3. Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin-Superior. pp. 31-32.

Geiger, D.L., C.E. Northcott, D.J. Call, et L.T. Brooke (éd.). 1985c. 1,1,2,2-Tetrachloroethane. *Dans* Acute Toxicities of Organic Chemicals to Fathead Minnow (*Pimephales promelas*), vol. 2. Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin-Superior. pp. 37-38.

Gossett, R.W., D.A. Brown, et D.R. Young. 1983. Predicting the bioaccumulation of organic compounds in marine organisms using octanol/water partition coefficients. Mar. Pollut. Bull., 14(10): 387-392.

Haag, N.R., T. Mill, et A. Richardson. 1986. Effect of subsurface sediment on hydrolysis reactions. *Dans* Extended Abstracts 192nd National Meeting of the American Chemical Society, Anaheim, Calif. American Chemical Society, Washington, D.C.

Hallen, R.T., J.W. Pyne, et P.M. Molton. 1986. Transformation of chlorinated ethanes and ethenes by anaerobic microorganisms. *Dans* Extended Abstracts 192nd National Meeting of the American Chemical Society, Anaheim, Calif. American Chemical Society, Washington, D.C.

Heitmuller, P.T., T.A. Hollister, et P.R. Parrish. 1981. Acute toxicity of 54 industrial chemicals to sheeps-

head minnow (*Cyprinodon variegatus*). Bull. Environ. Contam. Toxicol., 27: 596-604.

Howard, C.J., et K.M. Evenson. 1976. Rate constants for the reactions of - OH with ethane and some halogen substituted ethanes at 296°K. J. Chem. Phys., 64(11): 4303-4306.

Jackson, R.E., A.S. Crowe, S. Lesage, et M.W. Priddle. 1988. Aquifer contamination and restoration at the Gloucester landfill, Ontario, Canada. Collection n° 88-96, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ontario). 8 p.

Jensen, S., et R. Rosenberg. 1975. Degradability of some chlorinated aliphatic hydrocarbons in seawater and sterilized water. Water Res., 9: 659-661.

Kaiser, K.L.E., et M.E. Comba. 1983. Volatile contaminants in the Welland River watershed. J. Great Lakes Res., 9(2): 274-280.

Kaiser, K.L.E., et M.E. Comba. 1986a. Volatile halocarbon contaminant survey of the St. Clair River. Water Pollut. Res. J. Can., 21(3): 323-331.

Kaiser, K.L.E., et M.E. Comba. 1986b. Tracking river plumes with volatile halocarbon contaminants: The St. Clair River-Lake St. Clair example. Environ. Toxicol. Chem., 5: 965-976.

Kaiser, K.L.E., M.E. Comba, et H. Huneault. 1983. Volatile halocarbon contaminants in the Niagara River and in Lake Ontario. J. Great Lakes Res., 9(2): 212-223.

Kerster, H.W., et D.J. Schaeffer. 1983. Brine shrimp (*Artemia salina*) nauplii as a teratogen test system. Ecotoxicol. Environ. Saf., 7: 342-349.

Konemann, H. 1981. Quantitative structure-activity relationships in fish toxicity studies. Part 1: Relationship for 50 industrial pollutants. Toxicology, 19: 209-221.

Konietzko, H. 1984. Chlorinated ethanes: Sources, distribution, environmental impact, and health effects. *Dans* Hazard Assessment of Chemicals. Current Developments, éd. J. Saxena. New York: Academic Press.

LeBlanc, G.A. 1980. Acute toxicity of priority pollutants to water flea (*Daphnia magna*). Bull. Environ. Contam. Toxicol., 24: 684-691.

Lesage, S., P. Riemann, et R. McBride. 1989. Degradation of organic solvents in landfill leachate. *Dans* Proceedings of Environmental Research: 1989 Technology Transfer Conference, 20-21 novembre, Toronto, vol. 2. Research and Technology Branch, Ontario Ministry of the Environment. pp. 88-97.

Lesage, S., R.E. Jackson, M.W. Priddle, et P. Riemann. 1990. Occurrence and fate of organic solvent residues in anoxic ground water at the Gloucester landfill, Canada. Environ. Sci. Technol., 24(4) (sous presse).

Lum, K.R., et K.L.E. Kaiser. 1986. Organic and inorganic contaminants in the St. Lawrence River: Some preliminary results on their distribution. Water Pollut. Res. J. Can., 21(4): 592-603.

Mayer, F.L., et M.R. Ellersieck. 1986. Manual of acute toxicity: Interpretation and data base for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals. Resource Publication 160, Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior, Washington, D.C.

McConnell, J.C., et M.I. Schiff. 1978. Methyl chloroform: Impact on stratospheric ozone. Science, 199: 174-177.

Morrison, R.T., et R.N. Boyd. 1973. Organic chemistry, 3e éd. Boston: Allyn and Bacon.

NAQUADAT. 1988. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Dictionnaire des codes paramétriques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

OMOE (Ontario Ministry of the Environment). 1989. Parameters Listing System (PALIS). Drinking Water Section, Water Resources Branch, Toronto. 86 p.

Pakdel, H., S. Lesage, G. Gélinas, et C. Ray. 1989. Toxic chemicals in soil and ground water at the contaminated site of Ville-Mercier, P.Q. Presented at the 39th Canadian Chemical Engineering Conference, 1-4 octobre, Hamilton (Ontario).

Pearson, C.R., et G. McConnell. 1975. Chlorinated C_1 and C_2 hydrocarbons in the marine environment. Proc. R. Soc. London, Ser. B, Biol. Sci., 189: 305-332.

Portier, R.J., et S.P. Meyers. 1984. Chitin/toxicant interactions and microbial degradation within estuarine ecosystems. GERBAM-Deuxième Colloque International de Bactériologie Marine - CNRS, Brest, 1-5 octobre, IFREMER, Actes de Colloques, vol. 3. pp. 579-587.

Radding, S.B., D.H. Liu, M.L. Johnson, et T. Mill. 1977. Review of the environmental fate of selected chemicals. EPA-560/5-77-003, Office of Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Reid, B.J., J.D. Morgan, et M.A. Whelan. 1982. A preliminary examination of the effects of ethylene dichloride on the hatchability of coho salmon eggs (*Oncorhynchus kisutch*). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci., 1163: 145-153.

Richter, J.E., S.F. Peterson, et C.F. Kleiner. 1983. Acute and chronic toxicity of some chlorinated benzenes, chlorinated ethanes and tetrachloroethylene to *Daphnia magna*. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 12(6): 679-684.

Rosenberg, R., O. Grahn, et L. Johansson. 1975. Toxic effects of aliphatic chlorinated by-products from vinyl chloride production on marine animals. Water Res., 9: 607-612.

Santé et Bien-être social Canada. 1989. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Document préparé par le sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable du Comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail, Ottawa.

Sax, N.J., et R.J. Lewis (éd.). 1987. Hazardous Chemicals Desk Reference. New York: Van Nostrand Reinhold.

Singh, H.B., L.J. Salas, et R.E. Stiles. 1982. Distribution of selected gaseous organic mutagens and suspect carcinogens in ambient air. Environ. Sci. Technol., 16: 872-880.

Thompson, R.S., et N.G. Carmichael. 1989. 1,1,1 trichloroethane : medium-term toxicity to carp, daphnids and higher plants. Ecotoxicol. Environ. Saf. 17: 172-182.

U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1975. Report on the problem of halogenated air pollutants and stratospheric ozone. EPA-600/9-75-008, Office of Research and Development, Research Triangle Park, N.C.

U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1978. In-depth studies on health and environmental impacts of selected water pollutants. EPA Contract No. 68-01-4646.

U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1979. Water-related environmental fate of 129 priority pollutants. II. Halogenated aliphatic hydrocarbons, halogenated ethers, monocyclic aromatics, phtha-

late esters, polycyclic aromatic hydrocarbons, nitrosamines, and miscellaneous compounds. EPA-440/4-79-029b, Washington, D.C.

U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1980. Ambient water quality criteria for chlorinated ethanes. EPA-440/5-80-029, Office of Water Regulations and Standards, Washington, D.C.

U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1982. An exposure and risk assessment for trichloroethanes. EPA-440/4-85-018, Office of Water Regulations and Standards, Washington, D.C.

U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1985. Quantification of toxicological effects of 1,2-dichloroethane. Office of Drinking Water, Washington, D.C.

U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1986. Water quality criteria summary. Office of Water Regulations and Standards, Washington, D.C.

Veith, G.D., D.J. Call, et L.T. Brooke. 1983. Structure-toxicity relationships for the fathead minnow, *Pimephales promelas*: Narcotic industrial chemicals. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 40: 743-748.

Verschueren, K. (éd.). 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. New York: Van Nostrand Reinhold.

Vogel, T.M., et P.L. McCarty. 1987a. Abiotic and biotic transformations of 1,1,1-trichloroethane under methanogenic conditions. Environ. Sci. Technol., 21: 1208-1213.

Vogel, T.M., et P.L. McCarty. 1987b. Rate of abiotic formation of 1,1-dichloroethylene from 1,1,1-trichloroethane in ground water. J. Contam. Hydrol., 1: 299-308.

Wakeham, S.G., A.C. Davis, et J.L. Karas. 1983. Mesocosm experiments to determine the fate and persistence of volatile organic compounds in coastal seawater. Environ. Sci. Technol., 17: 611-617.

Walbridge, C.T., J.T. Flandt, G.L. Phipps, et G.W. Holcombe. 1983. Acute toxicity of ten chlorinated aliphatic hydrocarbons to the fathead minnow (*Pimephales promelas*). Arch. Environ. Contam. Toxicol., 12(5): 661-663.

ZENON. 1982. Sources of persistent organic toxic substances in municipal waste water. ZENON Environmental Enterprises, Ltd., Hamilton (Ontario).

Zugger, P.D. 1989. Memo from P.D. Zugger, Chief, Surface Water Quality Division. State of Michigan Department of Natural Resources, Rule 57(2) Guideline Levels for January 1989.

Annexe A

Toxicité aiguë de l'EDC, du TCA et du TECA pour les organismes aquatiques

Tableau A-1. Toxicité aiguë du 1,2-dichloroéthane (EDC) pour les organismes aquatiques

Organisme	Méthode	Class. de l'essai	Conditions de l'essai	CL_{50} ($mg \cdot L^{-1}$) 24 h	48 h	96 h	CE_{50} ($mg \cdot L^{-1}$) 24 h	48 h	96 h	Référence
ESPÈCES D'EAU DOUCE										
Chlorophycée (*Selenastrum capricornutum*)	S(N)	IN						>433		U.S. EPA, 1978
Daphnie (*Daphnia magna*)	S(M)	PR	20 °C pH 7,1–7,7 (s) pH 7,0–7,5 (a) 44,7 (43,5–47,5) $mg \cdot L^{-1}$ $CaCO_3$ 7,9–9,9 $mg \cdot L^{-1}$ OD (s) 4,1–8,4 $mg \cdot L^{-1}$ OD (a)		270 (s) (250–290)* 320 (a) (270–410)			160 (s) (140–190) 180 (a) (150–230)		Richter et coll., 1983
Daphnie (*Daphnia magna*)	S(N)	SE	22 °C ± 1 °C pH 6,6–8,1 72 $mg \cdot L^{-1}$ $CaCO_3$ 6,5–9,1 $mg \cdot L^{-1}$ OD	250 (190–320)	220 (160–280)					LeBlanc, 1980
Daphnie (*Daphnia magna*)	S(N)	IN			218					U.S. EPA, 1978
Daphnie (*Daphnia magna*)	S(M)	PR	20 °C pH 6,7–7,6 43–57 $mg \cdot L^{-1}$ $CaCO_3$ 7,0–9,6 $mg \cdot L^{-1}$ OD		268,0					Ahmad et coll., 1984
Amphipode (*Gammarus fasciatus*)	S(N)	SE	21 °C pH 7,1 44 $mg \cdot L^{-1}$ $CaCO_3$	>100		>100				Mayer et Ellersieck, 1986
Perle (*Pteronarcys californica*)	S(N)	SE	15 °C pH 7,1 44 $mg \cdot L^{-1}$ $CaCO_3$	>100		>100				Mayer et Ellersieck, 1986

* seuils de fiabilité de 95 % entre parenthèses.

S = essai statique.
C = essai en milieu à circulation continue.
N = concentrations non mesurées.
M = essai avec concentrations mesurées.

s = sans alimentation.
a = avec alimentation.
OD = oxygène dissous.

PR = Étude primaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations (provisoires ou permanentes) pour la qualité de l'eau au Canada.
SE = Étude secondaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada.
IN = Étude inacceptable qui ne peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations (provisoires ou permanentes) pour la qualité de l'eau au Canada.

Tableau A-1. (suite)

Organisme	Méthode	Class. de l'essai	Conditions de l'essai	CL_{50} ($mg \cdot L^{-1}$) 24 h	48 h	96 h	CE_{50} ($mg \cdot L^{-1}$) 24 h	48 h	96 h	Référence
Truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*)	S(N)	SE	13 °C pH 7,1 44 $mg \cdot L^{-1}$ $CaCO_3$	>225		225				Mayer et Ellersieck, 1986
Truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*)	S(N)	SE	12 °C pH 8,0 110 $mg \cdot L^{-1}$ $CaCO_3$	362 (353-387)	340 (314-362)	336 (324-350)				Bartlett, 1979
Tête-de-boule (*Pimephales promelas*)	CC(M)	PR	25 °C pH 7,41 44,8 $mg \cdot L^{-1}$ $CaCO_3$ 7,8 $mg \cdot L^{-1}$ OD			136 (129-144)				Geiger et coll., 1985a
Tête-de-boule (*Pimephales promelas*)	CC(M)	PR	25 °C ± 1 °C pH moyen = 7,5 45,5 $mg \cdot L^{-1}$ $CaCO_3$			118				Veith et coll., 1983
Tête-de-boule (*Pimephales promelas*)	CC(M)	PR	25 °C ± 1 °C pH 6,7-7,6 45,1 $mg \cdot L^{-1}$ $CaCO_3$ 8,0 $mg \cdot L^{-1}$ OD	141 (131-153)	118 (111-125)	116 (110-123)				Walbridge et coll., 1983
Tête-de-boule (*Pimephales promelas*)	CC(M)	PR	25 °C pH 6,7-7,6 43-57 $mg \cdot L^{-1}$ $CaCO_3$ 7,0-9,6 $mg \cdot L^{-1}$ OD			117,80				Ahmad et coll., 1984
Crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*)	S(N)	SE	22 °C ± 1 °C pH 6,7-7,8 32-48 $mg \cdot L^{-1}$ $CaCO_3$ 7,0-8,8 $mg \cdot L^{-1}$ OD	>600		430 (230-710)				Buccafusco et coll., 1981
Crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*)	S(N)	SE	23 °C pH 7,6-7,9 55 $mg \cdot L^{-1}$ $CaCO_3$			550				Dawson et coll., 1975/77
Poisson arc-en-ciel (*Poecilia reticulata*)	S(N)	SE	22 °C 25 $mg \cdot L^{-1}$ $CaCO_3$ > 5,0 $mg \cdot L^{-1}$ OD	[106 (168 h)]						Konemann, 1981

Tableau A-1. (suite)

Organisme	Méthode	Class. de l'essai	Conditions de l'essai	CL_{50} ($mg \cdot L^{-1}$) 24 h	48 h	96 h	CE_{50} ($mg \cdot L^{-1}$) 24 h	48 h	96 h	Référence
ESPÈCES MARINES										
Algue marine (*Phaeodactylum tricornutum*)	S(M)	IN						340		Pearson et McConnell, 1975
Algue (*Skeletonema costatum*)	S(N)	IN						>433		U.S. EPA, 1978
Artémia (*Artemia salina*)	S(M)	PR	19 °C pH 8,5-8,7 6,5-8,1 $mg \cdot L^{-1}$ OD				93,6			Foster et Tullis, 1984
Artémia (*Artemia salina*)	S(M)	SE	19 °C stress de salinité (25 % d'eau de mer artificielle) pH 8,3-8,6 7,3-8,7 $mg \cdot L^{-1}$ OD				36,4			Foster et Tullis, 1985
Crevette myside (*Mysidopsis bahia*)	S(N)	IN				113				U.S. EPA, 1978
Balane (*Eiminius modestus*)	S(M)	IN			186					Pearson et McConnell, 1975
Crevette (*Crangon crangon*)		IN	15 °C	75	65	65				Adema, 1976
Fondule (*Cyprinodon variegatus*)	S(N)	IN						>130	<230	Heitmuller et coll., 1981
Limande (*Limanda limanda*)	CC(M)	IN				115				Pearson et McConnell, 1975
Athérine (*Menidia beryllina*)	S(N)	SE	20 °C pH 7,6-7,9 55 $mg \cdot L^{-1}$ $CaCO_3$			480				Dawson et coll., 1975/77

Tableau A-2. Toxicité aiguë du 1,1,1-trichloroéthane (TCA) pour les organismes aquatiques

Organisme	Méthode	Class. de l'essai	Conditions de l'essai	CL_{50} ($mg \cdot L^{-1}$) 24 h	48 h	96 h	CE_{50} ($mg \cdot L^{-1}$) 24 h	48 h	96 h	Référence
ESPÈCES D'EAU DOUCE										
Chlorophycée (*Selenastrum capricornutum*)	S(N)	IN							>669	U.S. EPA, 1978
Daphnie (*Daphnia magna*)	S(N)	SE	22 °C ± 1 °C pH 6,5–8,1 72 $mg \cdot L^{-1}$ $CaCO_3$ 6,5–9,1 $mg \cdot L^{-1}$ OD	>530	>530					LeBlanc, 1980
Tête-de-boule (*Pimephales promelas*)	S(N)	SE	12 °C pH 7,8–8,0 >5,0 $mg \cdot L^{-1}$ OD			105 (91–126)*				Alexander et coll., 1978
	CC(M)	PR	12 °C pH 7,8–8,0 27 $mg \cdot L^{-1}$ $CaCO_3$			52,6 (43,7–77,7)			11,1 (10–12,6)	
Tête-de-boule (*Pimephales promelas*)	CC(M)	PR	25,0 °C pH 7,99 46,4 $mg \cdot L^{-1}$ $CaCO_3$ 65 $mg \cdot L^{-1}$ OD			42,3 (35,2–50,7)			28,8 (23–36,2)	Geiger et coll., 1985b
Crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*)	S(N)	IN				69,7				U.S. EPA, 1978
Crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*)	S(N)	SE	22 °C ± 1 °C pH 6,7–7,8 32–48 $mg \cdot L^{-1}$ $CaCO_3$ 7,0–8,8 $mg \cdot L^{-1}$ OD	110		72 (57–90)				Buccafusco et coll., 1981
Poisson arc-en-ciel (*Poecilia reticulata*)	S(N)	SE	22 °C 25 $mg \cdot L^{-1}$ $CaCO_3$ >5,0 $mg \cdot L^{-1}$ OD	[133 (168 h)]						Konemann, 1981

* seuils de fiabilité de 95 % entre parenthèses.

S = essai statique.
CC = essai en milieu à circulation continue.
N = concentrations non mesurées.
M = essai avec concentrations mesurées.
OD = oxygène dissous.

PR = Étude primaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations (provisoires ou permanentes) pour la qualité de l'eau au Canada.
SE = Étude secondaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada.
IN = Étude inacceptable qui ne peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations (provisoires ou permanentes) pour la qualité de l'eau au Canada.

Tableau A-2. (suite)

Organisme	Méthode	Class. de l'essai	Conditions de l'essai	CL_{50} ($mg \cdot L^{-1}$) 24 h	48 h	96 h	CE_{50} ($mg \cdot L^{-1}$) 24 h	48 h	96 h	Référence
ESPÈCES MARINES										
Algue marine (*Phaeodactylum tricornutum*)	S(M)	IN						5		Pearson et McConnell, 1975
Algue (*Skeletonema costatum*)	S(N)	IN						>669		U.S. EPA, 1978
Crevette myside (*Mysidopsis bahia*)	S(N)	IN				31,2				U.S. EPA, 1978
Balane (*Elminius modestus*)	S(M)	IN			7,5					Pearson et McConnell, 1975
Limande (*Limanda limanda*)	CC(M)	IN				33				Pearson et McConnell, 1975
Fondule (*Cyprinodon variegatus*)	S(N)	IN		68 (57-79)	71 (60-81)	71 (60-81)				Heitmuller et coll., 1981

Tableau A-3. Toxicité aiguë du 1,1,2,2-tétrachloroéthane (TECA) pour les organismes aquatiques

Organisme	Méthode	Class. de l'essai	Conditions de l'essai	CL_{50} (mg·L^{-1}) 24 h	48 h	96 h	CE_{50} (mg·L^{-1}) 24 h	48 h	96 h	Référence
ESPÈCES D'EAU DOUCE										
Chlorophycée (*Selenastrum capricornutum*)	S(N)	IN						136		U.S. EPA, 1978
Daphnie (*Daphnia magna*)	S(M)	PR	20 °C pH 7,1–7,7 (s) pH 7,0–7,5 (a) 44,7 (43,5–42,5) mg·L^{-1} $CaCO_3$ 7,9–9,9 mg·L^{-1} OD (s) 4,1–8,4 mg·L^{-1} OD (a)		62 (s) (56–71)* 57 (a) (50–66)			23 (s) (16–35) 25 (a) (22–28)		Richter et coll., 1983
Daphnie (*Daphnia magna*)	S(N)	SE	22 °C ±1 °C pH 7,4–9,4	18 (12–24)	9,3 (6,8–13)					LeBlanc, 1980
Daphnie (*Daphnia magna*)	S(M)	PR	20 °C pH 6,7–7,6 43–57 mg·L^{-1} $CaCO_3$ 7,0–9,6 mg·L^{-1} OD		62,1					Ahmad et coll., 1984
Tête-de-boule (*Pimephales promelas*)	CC(M)	PR	25 °C ± 1 °C pH moyen = 7,5 45,5 mg·L^{-1} $CaCO_3$			20,3				Veith et coll., 1983
Tête-de-boule (*Pimephales promelas*)	CC(M)	PR	25 °C ± 1 °C pH 6,7–7,6 45,1 mg·L^{-1} $CaCO_3$ 8,0 mg·L^{-1} OD	22,8 (21,9–23,8)	22,2 (21,2–23,1)	20,4 (20,0–20,9)				Walbridge et coll., 1983
Tête-de-boule (*Pimephales promelas*)	CC(M)	PR	25,6 °C pH 7,3 45,2 mg·L^{-1} $CaCO_3$ 7,8 mg·L^{-1} OD			20,3 (19,9–20,7)				Geiger et coll., 1985c

* seuils de fiabilité de 95 % entre parenthèses.

S = essai statique,
CC = essai en milieu à circulation continue,
N = concentrations non mesurées,
M = essai avec concentrations mesurées.

s = sans alimentation.
a = avec alimentation.
OD = oxygène dissous.

PR = Étude primaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations (provisoires ou permanentes) pour la qualité de l'eau au Canada.
SE = Étude secondaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada.
IN = Étude inacceptable qui ne peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations (provisoires ou permanentes) pour la qualité de l'eau au Canada.

Tableau A-3. (suite)

Organisme	Méthode	Class. de l'essai	Conditions de l'essai	CL_{50} ($mg \cdot L^{-1}$) 24 h	48 h	96 h	CE_{50} ($mg \cdot L^{-1}$) 24 h	48 h	96 h	Référence
Tête-de-boule (*Pimephales promelas*)	CC(M)	PR	25 °C pH 6,7-7,6 43-57 $mg \cdot L^{-1}$ $CaCO_3$ 7,0-9,6 $mg \cdot L^{-1}$ OD			20,3				Ahmad et coll., 1984
Crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*)	S(N)	SE	22 °C ± 1 °C pH 6,5-7,9 32-48 $mg \cdot L^{-1}$ $CaCO_3$ 7,0-8,8 $mg \cdot L^{-1}$ OD	21		21 (20-22)				Buccafusco et coll., 1981
Crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*)	S(N)	IN				21,3				U.S. EPA, 1978
Fondule (*Jordanella floridae*)	S(N)	SE	25 °C ± 1 °C pH 6,95 48 $mg \cdot L^{-1}$ $CaCO_3$ > 6,9 $mg \cdot L^{-1}$ OD			28,6 (21,3-33,7)				ATRG, 1988
Fondule (*Jordanella floridae*)	CC(M)	PR	25 °C ± 1 °C pH 6,95 48 $mg \cdot L^{-1}$ $CaCO_3$ > 6,9 $mg \cdot L^{-1}$ OD			18,5 (16,4-20,8)				ATRG, 1988
Poisson arc-en-ciel (*Poecilia reticulata*)	S(N)	SE	22 °C 25 $mg \cdot L^{-1}$ $CaCO_3$ > 5,0 $mg \cdot L^{-1}$ OD	[37,0 (168 h)]						Konemann, 1981
ESPÈCES MARINES										
Algue (*Skeletonema costatum*)	S(N)	IN						6,44		U.S. EPA, 1978
Crevette myside (*Mysidopsis bahia*)	S(N)	IN				9,02				U.S. EPA, 1978
Fondule (*Cyprinodon variegatus*)	S(N)	IN		19 (14-120)	16 (12-20)	12 (4,7-32)				Heitmuller et coll., 1981

Annexe B

Toxicité chronique de l'EDC, du TCA et du TECA pour les organismes aquatiques

Tableau B-1. Toxicité chronique de l'EDC, du TCA et du TECA pour les organismes aquatiques*

Composé	Organisme	Effet mesuré	Concentration ($mg \cdot L^{-1}$)	Class. de l'essai	Référence
ESPÈCES D'EAU DOUCE					
EDC	Daphnie (*Daphnia magna*)	Reproduction—NSEO	10,6	PR	Richter et coll., 1983
		Croissance—NSEO	41,6		
		Reproduction—NMEO	20,7		
		Croissance—NMEO	71,7		
EDC	Tête-de-boule (*Pimephales promelas*)	NSEO (croissance après 29 j)	29	PR	Benoit et coll., 1982
		NMEO (croissance après 28 j)	59		
EDC	Tête-de-boule (*Pimephales promelas*)	Embryon—NMEO	14	IN	U.S. EPA, 1980
		Larve—NMEO	29		
EDC	Truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*)	Éclosabilité—CE_{50}	34	PR	Black et coll., 1982
		Juvénile—CL_{50}	34		
		Juvénile—NMEO	3,49		
EDC	Saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*)	Retard de l'éclosion et mortalité de 100 % des alevins de 9 j après l'éclosion	73	PR	Reid et coll., 1982
		Éclosabilité—CE_{46}	124		
EDC	Grenouille léopard (*Rana pipiens*)	Éclosabilité—CE_{50}	4,52	PR	Black et coll., 1982
		Juvénile—CL_{50}	4,40		
		Juvénile—NMEO	1,07		

* toutes les études ont été faites en milieu à circulation continue, avec mesures.

NSEO = niveau sans effet observé.
NMEO = niveau minimal produisant un effet observé.

PR = Étude primaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations (provisoires ou permanentes) pour la qualité de l'eau au Canada.
SE = Étude secondaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada.
IN = Étude inacceptable qui ne peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations (provisoires ou permanentes) pour la qualité de l'eau au Canada.

Tableau B-1. (suite)

Composé	Organisme	Effet mesuré	Concentration ($mg \cdot L^{-1}$)	Class. de l'essai	Référence
EDC	Salamandre du nord-ouest (*Ambystoma gracile*)	Éclosabilité—CE_{50}	6,53	PR	Black et coll., 1982
		Juvénile—CL_{50}	2,54		
		Juvénile—NMEO	0,99		
TCA	Carpe (*Cyprinus carpio*)	NMEO (survie et gain de poids après 17 j)	30	PR	Thompson et Carmichael, 1989
		NSEO (survie et gain de poids après 17 j)	7,7		
TCA	Daphnia magna	CL_{50} (17 j)	5,4	PR	Thompson et Carmichael, 1989
		NSEO (survie)	1,3		
TECA	Daphnie (*Daphnia magna*)	Reproduction—NSEO	6,9	PR	Richter et coll., 1983
		Reproduction—NMEO	14,4		
TECA	Fondule (*Jordanella floridae*)	NMEO (survie des larves après 10 j)	10,6	PR	ATRG, 1988
		NMEO (survie des alevins après 28 j)	11,7		
		NSEO (effet estimé sur l'éclosabilité des oeufs)	>22,0		
TECA	Tête-de-boule (*Pimephales promelas*)	Embryons-larves—NSEO	1,4	IN	D.L. DeFoe, U.S. EPA, données non publiées
		Embryons-larves—NMEO	4,0		
ESPÈCES MARINES					
EDC	Polychète (*Ophryotrocha labronica*)	Éclosabilité—CE_{50} (15 j)	400	SE	Rosenberg et coll., 1975

Annexe C
Recherche bibliographique

Annexe C
Recherche bibliographique

Nous avons effectué une recherche bibliographique dans les bases de données suivantes afin de trouver toute référence portant sur les effets de l'EDC, du TCA et du TECA sur les principales utilisations de l'eau au Canada :

	Base de données	Période couverte
1.	AQUAREF (Canadian Water Resources References)	1970–oct. 1988
2.	ASFA (Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts)	1978–nov. 1988
3.	BIOSIS	1979–déc. 1988
4.	CAS Online (Chemical Abstracts Service)	1967–déc. 1988
5.	CODOC	1970–déc. 1988
6.	COMPENDEX	1970–déc. 1988
7.	ELIAS (Système automatisé pour les bibliothèques du ministère de l'Environnement)	1976–déc. 1988
8.	ENVIROLINE	1970–oct. 1988
9.	EPB (Environmental Bibliography)	1974–avril 1988
10.	FEDERAL REGISTER ABSTRACTS	1977–déc. 1988
11.	GEOREF (Geological Reference File)	1985–nov. 1988
12.	RISCPT (Registre international des substances chimiques potentiellement toxiques)	1976–déc. 1988
13.	MICROLOG	1979–sept. 1988
14.	NTIS (National Technical Information Service)	1964–déc. 1988
15.	POLLUTION ABSTRACTS	1970–sept. 1988
16.	SWRA (Selected Water Resources Abstracts)	1968–janv. 1989
17.	TOXLIT	1981–déc. 1988
18.	TOXICO	1974–déc. 1988

La consultation des publications de synthèse nous a également permis de trouver plusieurs études.

Annexe D
Fiches de données

Figure D–1. Fiche de données minimales pour l'établissement d'une recommandation relative à la concentration d'EDC dans les eaux canadiennes afin de protéger la vie aquatique d'eau douce.

Utilisation de l'eau : Protection de la vie aquatique d'eau douce

Composé : 1,2-dichloroéthane (EDC), dichlorure d'éthylène

Recommandation pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur la *toxicité*

Biote aquatique	Nombre d'études requises	Primaires	Résidant en Amérique du Nord	Exigences additionnelles*	Référence
Poissons	1.	x	x	CHAUD, CHRONIQUE	Benoit et coll., 1982
	2.	x	x	FROID, CHRONIQUE	Black et coll., 1982
	3.	x	x	FROID, CHRONIQUE	Reid et coll., 1982
Invertébrés	1.	x	x	CHRONIQUE, CL 1, PLC	Richter et coll., 1983
	2.		x	CL 2	Mayer et Ellersieck, 1986
Plantes	1.				

* Poissons (i) des études sur au moins une espèce d'eau froide et une espèce d'eau chaude sont requises (FROID, CHAUD);
(ii) au moins deux études de toxicité chronique (cycle de vie partiel ou complet) sont requises (CHRONIQUE).

Invertébrés: (i) au moins deux études de toxicité chronique (cycle de vie partiel ou complet) sont requises (CHRONIQUE);
(ii) au moins deux classes d'invertébrés doivent être représentées (CL 1, CL 2);
* (iii) Il doit y avoir au moins une espèce planctonique (PLC).

Exemptions aux exigences ci-dessus, avec justifications scientifiques : Oui Non x .

Respect des exigences minimales en matière de données de toxicité : Oui Non x .
Dans la négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur le *devenir du composé dans l'environnement*

(1) Connaît-on la mobilité du composé et les compartiments de l'environnement aquatique dans lesquels il est probable qu'on le retrouve? Oui Non x

(2) Connaît-on les types de réactions chimiques et biologiques qui prennent place pendant son transport et après sa retombée? Oui Non x

(3) Connaît-on les métabolites chimiques éventuels? Oui Non x

(4) Connaît-on la persistance du composé dans l'eau, les sédiments et le biote? Oui Non x

Si une des réponses aux questions ci-dessus est négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux *recommandations provisoires* pour la qualité de l'eau au Canada :

(1) Existe-t-il au moins deux études de toxicité aiguë et (ou) chronique pour les poissons et pour les invertébrés? Oui x Non

(2) L'une des espèces de poissons est-elle une espèce d'eau froide résidant en Amérique du Nord? Oui x Non

(3) Y a-t-il deux espèces d'invertébrés de classes différentes, et l'une d'entre elles est-elle planctonique et résidante de l'Amérique du Nord? Oui x Non

Si l'une des questions ci-dessus a une réponse négative, on ne peut pas établir de recommandations provisoires. Note : Pour établir une recommandation provisoire, on peut se baser sur les études primaires ou secondaires.

Figure D-2. Fiche de données minimales pour l'établissement d'une recommandation relative à la concentration de TCA dans les eaux canadiennes afin de protéger la vie aquatique d'eau douce.

Utilisation de l'eau : Protection de la vie aquatique d'eau douce

Composé : 1,1,1-trichloroéthane (TCA)

Recommandation pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur la *toxicité*

Biote aquatique	Nombre d'études requises	Primaires	Résidant en Amérique du Nord	Exigences additionnelles*	Référence
Poissons	1.	x	x	CHAUD	Geiger et coll., 1985b
	2.	x	x	CHAUD, CHRONIQUE	Thompson et Carmichael, 1989
	3.				
Invertébrés	1.	x	x	PLC, CHRONIQUE, CL1	Thompson et Carmichael, 1989
	2.				
Plantes	1.				

* Poissons : (i) des études sur au moins une espèce d'eau froide et une espèce d'eau chaude sont requises (FROID, CHAUD);
(ii) au moins deux études de toxicité chronique (cycle de vie partiel ou complet) sont requises (CHRONIQUE).

Invertébrés : (i) au moins deux études de toxicité chronique (cycle de vie partiel ou complet) sont requises (CHRONIQUE);
(ii) au moins deux classes d'invertébrés doivent être représentées (CL 1, CL 2);
(iii) il doit y avoir au moins une espèce planctonique (PLC).

Exemptions aux exigences ci-dessus, avec justifications scientifiques : Oui Non x .

Respect des exigences minimales en matière de données de toxicité : Oui Non x .
Dans la négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur le *devenir du composé dans l'environnement*

(1) Connaît-on la mobilité du composé et les compartiments de l'environnement aquatique dans lesquels il est probable qu'on le retrouve? Oui x Non

(2) Connaît-on les types de réactions chimiques et biologiques qui prennent place pendant son transport et après sa retombée? Oui x Non

(3) Connaît-on les métabolites chimiques éventuels? Oui x Non

(4) Connaît-on la persistance du composé dans l'eau, les sédiments et le biote? Oui x Non

Si une des réponses aux questions ci-dessus est négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux *recommandations provisoires* pour la qualité de l'eau au Canada :

(1) Existe-t-il au moins deux études de toxicité aiguë et (ou) chronique pour les poissons et pour les invertébrés? Oui Non x

(2) L'une des espèces de poissons est-elle une espèce d'eau froide résidant en Amérique du Nord? Oui Non x

(3) Y a-t-il deux espèces d'invertébrés de classes différentes, et l'une d'entre elles est-elle planctonique et résidante de l'Amérique du Nord? Oui Non x

Si l'une des questions ci-dessus a une réponse négative, on ne peut pas établir de recommandations provisoires. Note : Pour établir une recommandation provisoire, on peut se baser sur les études primaires ou secondaires.

Figure D-3. Fiche de données minimales pour l'établissement d'une recommandation relative à la concentration de TECA dans les eaux canadiennes afin de protéger la vie aquatique d'eau douce.

Utilisation de l'eau : Protection de la vie aquatique d'eau douce

Composé : 1,1,2,2-tétrachloroéthane (TECA)

Recommandation pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur la *toxicité*

Biote aquatique	Nombre d'études requises	Primaires	Résidant en Amérique du Nord	Exigences additionnelles*	Référence
Poissons	1.	x	x	CHAUD, CHRONIQUE	ATRG, 1988
	2.	x	x	CHAUD	Walbridge et coll., 1983
	3.				
Invertébrés	1.	x	x	CHRONIQUE, CL 1, PLC	Richter et coll., 1983
	2.				
Plantes	1.				

* Poissons: (i) des études sur au moins une espèce d'eau froide et une espèce d'eau chaude sont requises (FROID, CHAUD);
(ii) au moins deux études de toxicité chronique (cycle de vie partiel ou complet) sont requises (CHRONIQUE).

Invertébrés: (i) au moins deux études de toxicité chronique (cycle de vie partiel ou complet) sont requises (CHRONIQUE);
(ii) au moins deux classes d'invertébrés doivent être représentées (CL 1, CL 2);
(iii) il doit y avoir au moins une espèce planctonique (PLC).

Exemptions aux exigences ci-dessus, avec justifications scientifiques : Oui Non *x*.

Respect des exigences minimales en matière de données de toxicité : Oui Non *x*.
Dans la négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur le *devenir du composé dans l'environnement*

(1) Connaît-on la mobilité du composé et les compartiments de l'environnement aquatique dans lesquels il est probable qu'on le retrouve? Oui Non *x*

(2) Connaît-on les types de réactions chimiques et biologiques qui prennent place pendant son transport et après sa retombée? Oui Non *x*

(3) Connaît-on les métabolites chimiques éventuels? Oui Non *x*

(4) Connaît-on la persistance du composé dans l'eau, les sédiments et le biote? Oui Non *x*

Si une des réponses aux questions ci-dessus est négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux *recommandations provisoires* pour la qualité de l'eau au Canada :

(1) Existe-t-il au moins deux études de toxicité aiguë et (ou) chronique pour les poissons et pour les invertébrés? Oui Non *x*

(2) L'une des espèces de poissons est-elle une espèce d'eau froide résidant en Amérique du Nord? Oui Non *x*

(3) Y a-t-il deux espèces d'invertébrés de classes différentes, et l'une d'entre elles est-elle planctonique et résidante de l'Amérique du Nord? Oui Non *x*

Si l'une des questions ci-dessus a une réponse négative, on ne peut pas établir de recommandations provisoires. Note : Pour établir une recommandation provisoire, on peut se baser sur les études primaires ou secondaires.

Figure D-4. Fiche de données minimales pour l'établissement d'une recommandation relative à la concentration d'EDC dans les eaux canadiennes afin de protéger la vie aquatique marine.

Utilisation de l'eau : Protection de la vie aquatique marine

Composé : 1,2-dichloroéthane, dichlorure d'éthylène (EDC)

Recommandation pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur la *toxicité*

Biote aquatique	Nombre d'études requises	Primaires	Espèces d'eau tempérée	Étude de toxicité chronique	Deux classes sont représentées	Référence
Poissons	1. 2. 3.		x			Dawson et coll., 1975, 1977
Invertébrés	1. 2.	x	x x	x	x	Foster et Tullis, 1984 Rosenberg et coll., 1975
Plantes	1.					

Exemptions aux exigences ci-dessus, avec justifications scientifiques : Oui Non *x* .

Respect des exigences minimales en matière de données de toxicité : Oui Non *x* .
Dans la négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur le *devenir du composé dans l'environnement*.

(1) Connaît-on la mobilité du composé et les compartiments de l'environnement aquatique dans lesquels il est probable qu'on le retrouve? Oui Non *x*

(2) Connaît-on les types de réactions chimiques et biologiques qui prennent place pendant son transport et après sa retombée? Oui Non *x*

(3) Connaît-on les métabolites chimiques éventuels? Oui Non *x*

(4) Connaît-on la persistance du composé dans l'eau, les sédiments et le biote? Oui *x* Non

Si une des réponses aux questions ci-dessus est négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux *recommandations provisoires* pour la qualité de l'eau au Canada :

(1) Existe-t-il au moins deux études de toxicité aiguë et (ou) chronique pour les poissons marins et pour les invertébrés marins? Oui Non *x*

(2) L'une des espèces de poissons est-elle une espèce d'eau tempérée? Oui *x* Non

(3) Les deux espèces d'invertébrés sont-elles de classes différentes, et l'une d'elles est-elle une espèce d'eau tempérée? Oui Non *x*

Si l'une des questions ci-dessus a une réponse négative, on ne peut pas établir de recommandations provisoires. Note : Pour établir une recommandation provisoire, on peut se baser sur les études primaires ou secondaires.

Figure D-5. Fiche de données minimales pour l'établissement d'une recommandation relative à la concentration de TCA dans les eaux canadiennes afin de protéger la vie aquatique marine.

Utilisation de l'eau : Protection de la vie aquatique marine

Composé : 1,1,1-trichloroéthane (TCA)

Recommandation pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur la *toxicité*

Biote aquatique	Nombre d'études requises	Primaires	Espèces d'eau tempérée	Étude de toxicité chronique	Deux classes sont représentées	Référence
Poissons	1. 2. 3.					
Invertébrés	1. 2.					
Plantes	1.					

Exemptions aux exigences ci-dessus, avec justifications scientifiques : Oui Non *x*.

Respect des exigences minimales en matière de données de toxicité : Oui Non *x*.
Dans la négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur le *devenir du composé dans l'environnement*.

(1) Connaît-on la mobilité du composé et les compartiments de l'environnement aquatique dans lesquels il est probable qu'on le retrouve? Oui *x* Non

(2) Connaît-on les types de réactions chimiques et biologiques qui prennent place pendant son transport et après sa retombée? Oui *x* Non

(3) Connaît-on les métabolites chimiques éventuels? Oui *x* Non

(4) Connaît-on la persistance du composé dans l'eau, les sédiments et le biote? Oui *x* Non

Si une des réponses aux questions ci-dessus est négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux *recommandations provisoires* pour la qualité de l'eau au Canada :

(1) Existe-t-il au moins deux études de toxicité aiguë et (ou) chronique pour les poissons marins et pour les invertébrés marins? Oui Non *x*

(2) L'une des espèces de poissons est-elle une espèce d'eau tempérée? Oui Non *x*

(3) Les deux espèces d'invertébrés sont-elles de classes différentes, et l'une d'elles est-elle une espèce d'eau tempérée? Oui Non *x*

Si l'une des questions ci-dessus a une réponse négative, on ne peut pas établir de recommandations provisoires. Note : Pour établir une recommandation provisoire, on peut se baser sur les études primaires ou secondaires.

Figure D–6. Fiche de données minimales pour l'établissement d'une recommandation relative à la concentration de TECA dans les eaux canadiennes afin de protéger la vie aquatique marine.

Utilisation de l'eau : Protection de la vie aquatique marine

Composé : 1,1,2,2-tétrachloroéthane (TECA)

Recommandation pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur la *toxicité*

Biote aquatique	Nombre d'études requises	Primaires	Espèces d'eau tempérée	Étude de toxicité chronique	Deux classes sont représentées	Référence
Poissons	1. 2. 3.					
Invertébrés	1. 2.					
Plantes	1.					

Exemptions aux exigences ci-dessus, avec justifications scientifiques : Oui Non *x*.

Respect des exigences minimales en matière de données de toxicité : Oui Non *x*.
Dans la négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur le *devenir du composé dans l'environnement*.

(1) Connaît-on la mobilité du composé et les compartiments de l'environnement aquatique dans lesquels il est probable qu'on le retrouve? Oui Non *x*

(2) Connaît-on les types de réactions chimiques et biologiques qui prennent place pendant son transport et après sa retombée? Oui Non *x*

(3) Connaît-on les métabolites chimiques éventuels? Oui Non *x*

(4) Connaît-on la persistance du composé dans l'eau, les sédiments et le biote? Oui Non *x*

Si une des réponses aux questions ci-dessus est négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux *recommandations provisoires* pour la qualité de l'eau au Canada :

(1) Existe-t-il au moins deux études de toxicité aiguë et (ou) chronique pour les poissons marins et pour les invertébrés marins? Oui Non *x*

(2) L'une des espèces de poissons est-elle une espèce d'eau tempérée? Oui Non *x*

(3) Les deux espèces d'invertébrés sont-elles de classes différentes, et l'une d'elles est-elle une espèce d'eau tempérée? Oui Non *x*

Si l'une des questions ci-dessus a une réponse négative, on ne peut pas établir de recommandations provisoires. Note : Pour établir une recommandation provisoire, on peut se baser sur les études primaires ou secondaires.